



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS DO SOLO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO

JULIETTE FREITAS DO CARMO

**EFEITO DO BIOCARVÃO NA MOVIMENTAÇÃO DE ÍONS EM COLUNAS DE
SOLO**

FORTALEZA

2021

VISIT...

LANZAROTE
Caliente.COM

JULIETTE FREITAS DO CARMO

EFEITO DO BIOCARVÃO NA MOVIMENTAÇÃO DE ÍONS EM COLUNAS DE SOLO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo, do Departamento de Ciências do Solo da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre. Área de Concentração: Manejo do solo e da água.

Orientador: Prof. Dr. Helon Hébano de Freitas Sousa

FORTALEZA

2021

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca Universitária

Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- C285e Carmo, Juliette Freitas do.
Efeito do biocarvão na movimentação de íons em colunas de solo / Juliette Freitas do Carmo. – 2021.
64 f. : il. color.
- Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Fortaleza, 2021.
Orientação: Prof. Dr. Helon Héban de Freitas Sousa.
1. Biochar. 2. Dinâmica de íons. 3. Salinização. I. Título.

CDD 631.4

JULIETTE FREITAS DO CARMO

EFEITO DO BIOCARVÃO NA MOVIMENTAÇÃO DE ÍONS EM COLUNAS DE SOLO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo, do Departamento de Ciências do Solo da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre. Área de Concentração: Manejo do solo e da água.

Aprovada em: 26 / 03 / 2021.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Helon Hébano de Freitas Sousa (Orientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Fernando Felipe Ferreyra Hernandez
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Jaedson Cláudio Anunciato Mota
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Odair Pastor Ferreira
Universidade Federal do Ceará (UFC)

A Deus.

A minha família, em especial a minha mãe,
Maria das Graças por todo apoio e pelo amor
incondicional.

Dedico.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por ser minha força e esperança;

Aos meus pais, Maria das Graças e Evaldo, por todo o amor e apoio. E por serem minha maior motivação na busca dos meus objetivos;

As minhas irmãs, Jacilane, Janete, Jeane e Gerlane que se esforçam diariamente para que eu continue exclusivamente se dedicando aos estudos;

Aos meus sobrinhos, Sophia, Ana Clara e Matheus por todo amor;

A Universidade Federal do Ceará, pela oportunidade de formação no curso de mestrado em Ciências do Solo e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de estudos;

Ao Prof. Dr. Helon Hebano de Freitas Sousa, pelos ensinamentos, orientação e apoio necessário para a realização deste trabalho;

Aos membros da banca examinadora, Prof. Dr. Fernando Felipe Ferreyra Hernandez, Jaedson Cláudio Anunciato Mota e Odair Pastor Ferreira pela valiosa contribuição;

Ao Prof. Dr. Carlos Tadeu pelas suas contribuições na análise estatística;

À Sra. Fátima Rego, técnica do laboratório de química do solo, que foi de fundamental importância no desenvolvimento das análises laboratoriais;

Aos funcionários da FUNCEME Antônio José e Hamilson pela amizade e colaboração durante às análises;

Aos meus amigos de pós-graduação Elane, Helison (*In memoriam*), Luan, Angélica, Moisés, Marcos, Carlos e Weverton pelo companheirismo, aprendizado e experiências compartilhadas;

Enfim, a todos que contribuíram de forma direta ou indireta para a realização deste trabalho. Muito obrigada.

“O papel dos infinitamente pequenos é infinitamente grande”.

Louis Pasteur.

RESUMO

A irrigação com água de baixa qualidade é um dos fatores responsáveis pela salinização do solo. Diante desta problemática, diversas estratégias têm sido adotadas para minimizar os impactos causados. Uma alternativa considerada promissora é a utilização de biocarvão (BC) como condicionador de solos afetados por sais. Neste sentido, o objetivo desse estudo foi avaliar a aplicação de biocarvão à base de madeira de eucalipto sobre a dinâmica de íons de um Argissolo Amarelo montado em colunas e irrigado com água de baixa qualidade (3,78 dS/m). O experimento foi conduzido por um período de 30 dias e o delineamento experimental adotado foi o inteiramente casualizado considerando-se cinco doses de BC (0; 5; 10; 15 e 20 t ha⁻¹) em quatro repetições. As unidades experimentais foram compostas por colunas de PVC de 0,1 m de diâmetro e 0,5 m de altura. A primeira camada do solo (10 cm) foi aquela que recebeu os tratamentos (doses de biocarvão). Foi aplicado diariamente sobre cada coluna uma lâmina de água de 250 ml que ao final de trinta dias correspondeu a média anual de chuva do Município onde o solo foi coletado. Ao fim da condução experimental as colunas foram desmontadas e amostras de solo correspondente a quatro profundidades (0-10; 10-20; 20-30 e 30-40 cm) foram coletadas e analisadas, assim como os percolados coletados referente a quatro semanas. Os dados obtidos foram submetidos à análise de variância e as médias comparadas entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. A aplicação de água salina elevou os parâmetros pH, CE e PST do solo e a adição de BC não foi capaz de atenuar a salinidade induzida pela água de irrigação. O BC à base de madeira de eucalipto nas maiores doses aplicadas promoveu incremento no conteúdo de P no solo.

Palavras-chave: Biochar. Dinâmica de íons. Salinização.

ABSTRACT

Irrigation with low quality water is one of the factors responsible for the salinization of the soil. Faced with this problem, several strategies have been adopted to minimize the impacts caused. An alternative that is considered promising is the use of biochar (BC) as a conditioner for soils affected by salts. In this sense, the objective of this study was to evaluate the application of biochar based on eucalyptus wood on the ion dynamics of a yellow argisol mounted on columns and irrigated with low quality water (3.78 dS/m). The experiment was conducted for a period of 30 days and the experimental design adopted was completely randomized considering five doses of BC (0; 5; 10; 15 and 20 t ha⁻¹) in four replications. The experimental units were composed of PVC columns of 0.1 m in diameter and 0.5 m in height. The first layer of soil (10 cm) was the one that received the treatments (doses of biochar). A 250 mL water slide was applied daily to each column, which at the end of thirty days corresponded to the annual average rainfall in the municipality where the soil was collected. At the end of the experimental conduction, the columns were disassembled and soil samples corresponding to four depths (0-10; 10-20; 20-30 and 30-40 cm) were collected and analyzed, as well as the percolates collected for four weeks. The data obtained were subjected to analysis of variance and the means compared with the Tukey test at 5% probability. The application of saline water increased the soil pH, EC and PST parameters and the addition of BC was not able to attenuate the salinity induced by irrigation water. BC based on eucalyptus wood in the highest doses applied promoted an increase in the P content in the soil.

Keywords: Biochar. Ion dynamics. Salinization.

LISTA DE FIGURAS

Figura 01 – Localização da área de coleta do solo	27
Figura 02 – Montagem das colunas de solo	30
Figura 03 – Colunas de solo imersas em água	31
Figura 04 – Desmontagem das colunas de solo	32
Figura 05 – Representação esquemática do experimento	33
Figura 06 – Teores médios de pH no solo em função de doses de biocarvão e submetidas a lixiviação com água de baixa qualidade	35
Figura 07 – Teores médios de CE na primeira camada de avaliação do solo das colunas em função de doses de biocarvão e submetidas a lixiviação com água de baixa qualidade	37
Figura 08 – Teores médios de CE nas camadas 02, 03 e 04 do solo das colunas em função de doses de biocarvão e submetidas a lixiviação com água de baixa qualidade	37
Figura 09 – Teores médios de Ca disponível no solo em função de doses de biocarvão e submetidas a lixiviação com água de baixa qualidade	41
Figura 10 – Teores médios de Mg disponível no solo em função de doses de biocarvão e submetidas a lixiviação com água de baixa qualidade	43
Figura 11 – Teores médios de Na disponível no solo em função de doses de biocarvão e submetidas a lixiviação com água de baixa qualidade	43
Figura 12 – Teores médios de K disponível no solo em função de doses de biocarvão e submetidas a lixiviação com água de baixa qualidade	45
Figura 13 – Teores médios de P disponível no solo em função de doses de biocarvão e submetidas a lixiviação com água de baixa qualidade	46
Figura 14 – Efeito das doses de biocarvão sobre o pH da solução lixiviada pelas colunas de solo	48

LISTA DE TABELAS

Tabela 01 – Características químicas do solo utilizado no experimento	28
Tabela 02 – Características físicas do solo utilizado no experimento	28
Tabela 03 – Características químicas do biocarvão utilizado no experimento	28
Tabela 04 – Qualidade da água de irrigação utilizada no experimento	29
Tabela 05 – Teores médios de pH no solo nas diferentes camadas das colunas de solo sob efeito de doses de biocarvão e submetidas a lixiviação com água de baixa qualidade	34
Tabela 06 – Teores médios de CE no solo nas diferentes camadas das colunas de solo sob efeito de doses de biocarvão e submetidas a lixiviação com água de baixa qualidade	36
Tabela 07 – Teores médios de PST no solo nas diferentes camadas das colunas de solo sob efeito de doses de biocarvão e submetidas a lixiviação com água de baixa qualidade	38
Tabela 08 – Teores médios de CTC no solo nas diferentes camadas das colunas de solo sob efeito de doses de biocarvão e submetidas a lixiviação com água de baixa qualidade	40
Tabela 09 – Teores médios de Ca disponível no solo nas diferentes camadas das colunas de solo sob efeito de doses de biocarvão e submetidas a lixiviação com água de baixa qualidade	41
Tabela 10 – Teores médio de Mg disponível no solo nas diferentes camadas das colunas de solo sob efeito de doses de biocarvão e submetidas a lixiviação com água de baixa qualidade	42
Tabela 11 – Teores médios de Na disponível no solo nas diferentes camadas das colunas de solo sob efeito de doses de biocarvão e submetidas a lixiviação com água de baixa qualidade	44
Tabela 12 – Teores médios de K disponível no solo nas diferentes camadas das colunas de solo sob efeito de doses de biocarvão e submetidas a lixiviação com água de baixa qualidade	44

Tabela 13 – Teores médios de P disponível no solo nas diferentes camadas das colunas de solo sob efeito de doses de biocarvão e submetidas a lixiviação com água de baixa qualidade	45
Tabela 14 – Volume médio da solução lixiviada pelas colunas de solo sob efeito de doses de biocarvão em função do tempo	47
Tabela 15 – Teores médios de pH na solução lixiviada pelas colunas de solo sob efeito de doses de biocarvão em função do tempo	48
Tabela 16 – Teores médios de CE na solução lixiviada pelas colunas de solo sob efeito de doses de biocarvão em função do tempo	49
Tabela 17 – Teores médios de RAS na solução lixiviada pelas colunas de solo sob efeito de doses de biocarvão em função do tempo	49
Tabela 18 – Teores médios de Na na solução lixiviada pelas colunas de solo sob efeito de doses de biocarvão em função do tempo	50
Tabela 19 – Teores médios de Ca na solução lixiviada pelas colunas de solo sob efeito de doses de biocarvão em função do tempo	50
Tabela 20 – Teores médios de Mg na solução lixiviada pelas colunas de solo sob efeito de doses de biocarvão em função do tempo	51
Tabela 21 – Teores médios de K na solução lixiviada pelas colunas de solo sob efeito de doses de biocarvão em função do tempo	51

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

TPI	Terra preta de índio
CTC	Capacidade de troca de cátions
CRA	Capacidade de retenção de água
BC	Biocarvão
PST	Percentual de sódio trocável
RAS	Relação de adsorção de sódio
CE	Condutividade elétrica
MO	Matéria orgânica
pH	Potencial hidrogeniônico
FAO	Organização das Nações Unidas para a alimentação e a agricultura

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	16
2	HIPÓTESE	17
3	OBJETIVO GERAL	17
3.1	Objetivos específicos	17
4	REVISÃO DE LITERATURA	18
4.1	Biocarvão	18
4.1.1	<i>Fonte de biomassa</i>	19
4.1.2	<i>Biocarvão no solo: aspectos agronômicos e ambientais</i>	20
4.2	Salinização do solo via irrigação	22
4.2.1	<i>Efeito do excesso de sais no solo</i>	23
4.2.2	<i>Estratégias para recuperação de solos afetados por sais</i>	24
4.2.3	<i>Efeito do uso de biocarvão em solos sob excesso de sais</i>	24
5	MATERIAL E MÉTODOS	27
5.1	Localização da área e coleta do solo	27
5.2	Caracterização química e física do solo	27
5.3	Biocarvão	28
5.4	Água de irrigação	28
5.5	Instalação e condução do experimento	29
5.5.1	<i>Determinações analíticas</i>	32
5.6	Delineamento experimental	33
5.7	Análise Estatística	33
6	RESULTADOS E DISCUSSÃO	34
6.1	Solo	34
6.2	Solução lixiviada	47
7	CONCLUSÕES	52
	REFERÊNCIAS	53
	ANEXO A – ANÁLISE DE VARIÂNCIA PARA AS VARIÁVEIS PH, CONDUTIVIDADE ELÉTRICA (CE), PST E CTC DO SOLO EM DIFERENTES PROFUNDIDADES E DOSES DE BIOCARVÃO	63

ANEXO B – ANÁLISE DE VARIÂNCIA PARA AS VARIÁVEIS CA, MG, NA, K E P DO SOLO EM DIFERENTES PROFUNDIDADES E DOSES DE BIOCARVÃO	64
ANEXO C – ANÁLISE DE VARIÂNCIA PARA AS VARIÁVEIS VOLUME (VL), PH, CONDUTIVIDADE ELÉTRICA (CE) E RELAÇÃO DE ADSORÇÃO DE SÓDIO (RAS) DA SOLUÇÃO LIXIVIADA NAS COLUNAS DE SOLO TRATADO COM BIOCARVÃO EM FUNÇÃO DO TEMPO	65
ANEXO D – ANÁLISE DE VARIÂNCIA PARA AS VARIÁVEIS CA, MG, NA E K DA SOLUÇÃO LIXIVIADA NAS COLUNAS DE SOLO TRATADO COM BIOCARVÃO EM FUNÇÃO DO TEMPO	66

1 INTRODUÇÃO

O uso de água de baixa qualidade para a irrigação, principalmente em regiões áridas e semiáridas que sofrem de escassez hídrica, vem sendo relacionado como uma das principais razões para o aumento da salinidade do solo (ALMEIDA, 2010; RIBEIRO *et al.*, 2016). A salinização é um processo que causa degradação do solo pois altera suas características físicas, químicas e biológicas, causando prejuízos a produção agrícola em todo o mundo, além de potencial risco ao meio ambiente (COOPER, 2008).

Diante do efeito negativo causado pelo excesso de sais ao solo e, conseqüentemente à produção agrícola, torna-se necessário a adoção de técnicas/práticas no intuito de atenuar os impactos gerados ou até mesmo recuperar esses solos (CAVALCANTE *et al.*, 2016).

O biocarvão (BC), material rico em carbono, produzido pela queima de biomassa orgânica sob ausência completa (pirólise) ou ausência parcial (gaseificação) de oxigênio a temperaturas que variam de 300 a 1000° C (LEHMANN, 2007), recentemente, têm sido utilizado em inúmeras pesquisas como condicionador de solos afetados pelo excesso de sais, que o apontam inclusive como alternativa quanto à remediação dos mesmos (LU *et al.*, 2015, AMINI *et al.*, 2016, SUN *et al.*, 2017, ALI *et al.*, 2017).

A aplicação de BC em solos degradados pela salinidade tem sido relacionada à melhoria das propriedades químicas, físicas e biológicas desses solos, contudo, seu efeito depende principalmente da biomassa utilizada, condições de pirólise e da quantidade de biocarvão aplicado ao solo (McBEATH *et al.*, 2014; NOVAK & BUSSCHER, 2013; VACCARI *et al.*, 2011).

Neste sentido, o objetivo do trabalho é avaliar a dinâmica de íons em um solo tratado com biocarvão proveniente da madeira de eucalipto e submetido a irrigação com água salina.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001 (BRASIL, 2018).

2 HIPÓTESE

A aplicação de biocarvão à base de madeira de eucalipto é capaz de mitigar os efeitos da salinidade da água de irrigação promovendo melhoria das propriedades químicas do solo.

3 OBJETIVO GERAL

Avaliar a dinâmica de íons de um solo tratado com biocarvão proveniente da madeira de eucalipto e irrigado com água de baixa qualidade.

3.1 Objetivos Específicos

- Avaliar as alterações na salinidade do solo com o uso de biocarvão juntamente com a aplicação de água salina;
- Determinar a dose de biocarvão à base de madeira de eucalipto que gera o melhor efeito sobre as propriedades químicas do solo;
- Realizar a caracterização química do lixiviado.

4 REVISÃO DE LITERATURA

4.1 Biocarvão

As chamadas “Terras Pretas de Índios” (TPI) ou terras escuras antropogênicas da Amazônia deram origem aos estudos relacionados com o biocarvão (MADARI *et al.*, 2011). Tais terras são caracterizadas pelas manchas de solo escuro e fértil formados em consequência da incorporação de materiais orgânicos pirolizados por parte de povos indígenas da Amazônia e se diferenciavam dos solos pobres existentes na maior parte da região (WARNOCK *et al.*, 2007; MANGRICH *et al.*, 2011). Em suma, os efeitos positivos observados a partir das TPI’s como sua alta fertilidade e capacidade de reter carbono (MANGRICH *et al.*, 2011), além dos elevados teores de nutrientes e matéria orgânica (MO) (CUNHA *et al.*, 2009) foi o que impulsionou pesquisadores quanto ao estudo e produção de BC, contudo, pesquisas relacionadas às TPI’s na agricultura só tiveram início por volta dos anos 2000, sendo assim as propostas científicas quanto a utilização agrícola do BC são ainda muito recentes (MADARI *et al.*, 2012).

O BC é um material rico em carbono que é obtido a partir da pirólise de biomassa vegetal ou animal sob elevadas temperaturas, em condições anóxicas ou de suprimento limitado de oxigênio (LEHMANN & JOSEPH, 2009; VERHEIJEN *et al.*, 2010; KOOKANA *et al.*, 2011) e que se constitui como uma alternativa à adição MO ao solo para melhorar as propriedades químicas, físicas e biológicas além da capacidade de sequestrar carbono.

É importante salientar que as propriedades do BC variam conforme a matéria-prima utilizada e as condições de pirólise pelo qual esse material foi submetido. Tais fatores irão influenciar o efeito da sua aplicação ao solo, bem como seu potencial agrônômico (PAZ-FERREIRO *et al.*, 2014).

A pirólise é um processo termoquímico de decomposição da biomassa sob elevadas temperaturas e baixo suprimento de oxigênio. Durante esse processo são produzidos “biocarvão”, bio-óleo e bio-gás (LAIRD *et al.*, 2009; NOVAK *et al.*, 2010). Todos os produtos gerados pela pirólise são úteis, o material sólido (BC) pode ser utilizado na agricultura, além disso o bio-gás e o bio-óleo possuem potencial para serem utilizados como fonte alternativa de energia (ABNISA *et al.*, 2011). Para Mendes *et al.* (2013) a temperatura é um dos fatores de maior importância no processo de pirólise da biomassa, e consequentemente, influi de forma significativa nas propriedades químicas e físicas do BC.

Apesar das pesquisas científicas voltadas ao BC terem iniciado somente no ano 2000, os estudos sobre o tema têm crescido em elevadas proporções ao longo dos anos atingindo escala mundial e envolvendo diversas áreas de conhecimento como engenharia ambiental, química, ciência do solo, biotecnologia e microbiologia, dentre outras (TRAZZI *et al.*, 2018).

4.1.1 Fonte de Biomassa

O BC pode ser produzido a partir de várias fontes, que incluem por exemplo materiais lenhosos, resíduos agrícolas, esterco e outros produtos residuais (VAN ZWIETEN *et al.*, 2010). Essa grande variedade de biomassa e condições utilizadas na produção do BC resulta em produtos com características muito variáveis (superfície específica, porosidade, pH, CTC etc) o que torna necessário avaliar sua adequabilidade em condições ambientais, agrícolas e econômicas distintas. Vale salientar ainda que o tipo de solo e a cultura explorada também respondem diferentemente a esses materiais (MAIA, 2011).

De maneira geral, biomassas agrícolas resultam em biocarvões com teor mais elevado de cinzas e nutrientes, além de possuírem maior área superficial comparando-se aos biocarvões provenientes de material lenhoso (KLOSS *et al.*, 2012; PROTÁSIO *et al.*, 2012). Apesar da composição química e estrutural do BC ser muito heterogênea, propriedades como o elevado teor de C e grau de aromaticidade são comuns para todos os biocarvões, fato que explica seu elevado nível de recalcitrância (VERHEIJEN *et al.*, 2009).

Diversas pesquisas científicas vêm sendo realizadas no intuito de avaliar os diferentes materiais utilizados como biomassa para produção de BC, como por exemplo: resíduos da bovinocultura (TRAUTMANN-MACHADO, 2010), avicultura (CHAVES *et al.*, 2018), resíduos da indústria de celulose (EL-SAIED *et al.*, 2004) e resíduos urbanos (FARIAS, 2018). Contudo, como reiteram Froehlinch & Moura (2014) a principal matéria prima para a fabricação do BC é a madeira.

Wang *et al.* (2014) trabalhando com BC à base de madeira de eucalipto afirmaram que a inserção desse material ao solo promoveu aumento na disponibilidade de P, destacando seu efeito positivo na fertilidade do mesmo. Petter *et al.* (2012) também averiguando o efeito do uso de BC de eucalipto constataram aumento na disponibilidade de P, assim como de Ca, além de potencial aumento no pH e no teor de carbono total do solo.

No processo de transformação da madeira, por exemplo, há um grande volume de resíduos gerados, dos quais apenas 40 a 60% do volume total de uma tora são aproveitados (LIMA & SILVA, 2005). Sabendo que os resíduos gerados nas indústrias de base florestal,

como aqueles provenientes do eucalipto, se acumulam nas unidades de beneficiamento e possui potencial poluidor contribuindo para os problemas ambientais atuais, quando descartado em local inadequado, uma alternativa para o tratamento desses resíduos, assim como de diversos outros materiais (ex. resíduos agrícolas, materiais de origem animal, resíduos urbanos, etc) é a sua utilização para a produção de carvão.

O uso de recursos subaproveitados ou inaproveitados a partir de atividades antrópicas contribui de forma significativa na busca por sustentabilidade (FARIAS *et al.*, 2013) principalmente no que se refere a produção agrícola que tende a ter um crescimento no decorrer dos anos, especialmente no Brasil, fato que gera elevada quantidade de resíduos de biomassa (LOURENÇO & LIMA, 2009), dessa forma o BC torna-se uma solução oportuna para o reaproveitamento desses materiais.

4.1.2 Biocarvão no solo: aspectos agronômicos e ambientais

O biocarvão é um material recalcitrante que, aplicado ao solo, apresenta resistência a decomposição, isso deve-se as suas características intrínsecas como por exemplo a presença de grupos funcionais fenólicos ao qual permitem sua permanência no solo por longos períodos (GONÇALVES, 2016; LEHMANN, 2007). Essa resistência a decomposição o coloca como alternativa frente ao uso de materiais orgânicos que usualmente são empregados como condicionadores de solo e que precisam ser reaplicados periodicamente.

Dentre os benefícios agronômicos inerentes ao BC pode-se citar a melhoria na capacidade de retenção de água (CRA), estando este fator associado à elevada porosidade e a sua estrutura química rica em grupos polares que favorecem a retenção de água (PETTER; MADARI, 2012; THIES; RILLING, 2009). A adição de diferentes tipos de BC pode também alterar a disponibilidade de nutrientes por modificar as propriedades químicas e físicas do solo (WARNOCK *et al.*, 2007). Trabalhos como o de Glasser *et al.* (2001) relacionaram a maior disponibilidade e retenção de nutrientes a aplicação de BC no solo, que aumentou a CTC, área superficial e adição de nutrientes diretos.

O BC fornece ao solo nutrientes essenciais as plantas como N, P e K, além de micronutrientes como o Mn, Fe, Cu, Zn e Mo (NOVAK *et al.*, 2009; GRABER *et al.*, 2010) e a depender da matéria prima usada pode possuir poder de neutralização do solo por possuir altos teores de carbonato de cálcio e magnésio (CHAN *et al.*, 2008; VAN ZWIETEN *et al.*, 2010; MAJOR *et al.*, 2010).

No caso do N, elemento requerido em maior quantidade pelas plantas (MALAVOLTA, 1979) e, portanto, de grande importância agrícola, apesar de alguns autores afirmarem que há uma disponibilidade de N devido ao processo de mineralização do BC, outros relatam que este provoca imobilização do elemento no solo devido aos elevados teores de C estável presente na biomassa após processo de pirólise (BRUUN *et al.*, 2011; HOSSAN *et al.*, 2011).

Estudos recentes também demonstram que o BC pode conter elevados teores de P, nutriente essencial às plantas. Ao contrário do que é observado para o N, durante o processo de pirólise quase não ocorrem perdas desse elemento. Por outro lado, diversos autores descrevem que o poder alcalinizante do BC também está relacionado com a maior disponibilidade de P no solo, já que a disponibilidade desse elemento também está associada ao fator pH (SCHUZ; GLASER, 2012; WEI *et al.*, 2013; XU *et al.*, 2013).

É importante salientar ainda que a disponibilidade de nutrientes do BC está fortemente relacionada ao tipo de biomassa utilizada para a produção, a temperatura de pirólise e ao solo (WU *et al.*, 2011).

As mudanças promovidas nas propriedades do solo devido adição de BC também contribuem para o aumento da comunidade microbiana, especialmente bactérias, actinomicetos e fungos micorrízicos arbusculares (FMA), pois sua estrutura porosa oferece microsítios ao abrigo de microrganismos e o aumento nas adições de C orgânico melhoram a retenção de nutrientes que se tornam acessíveis a microbiota favorecendo seu crescimento e reprodução (THIES & RILLIG, 2009; LEHMANN *et al.*, 2011).

Ambientalmente, a adição de biomassa carbonizada (BC) é uma alternativa para o sequestro de C e redução nas emissões de gases de efeito estufa (LEHMANN, 2007; WOOLF *et al.*, 2010), para além disso há um aumento na adsorção de metais pesados no solo (SPOKAS, 2012).

De maneira geral a utilização do BC como um aditivo do solo vem sendo proposto como um meio para atenuar problemas ambientais e melhorar a fertilidade do solo, devolvendo ao mesmo o equilíbrio físico, químico e biológico impactados por atividades antrópicas (WOOLF, 2008; BEACLAIR *et al.*, 2007), além disso o uso do BC permite a reciclagem de uma enorme variedade de resíduos orgânicos, fator que contribui para a sustentabilidade do ecossistema.

Apesar de todos os benefícios associados à adição de BC no solo, estudos para fins agrícolas ainda não são conclusivos, pois há pouco entendimento sobre os mecanismos da interação do BC com o solo, e dos efeitos dessa adição.

Quanto ao aspecto financeiro, a viabilidade econômica do BC é dependente do impacto que o mesmo promove na produtividade de determinada cultura quando se trata do benefício agrícola, do seu custo de produção, biomassa e transporte para local de aplicação (BURNS *et al.*, 2014).

4.2 Salinização do solo via irrigação

Os solos afetados por sais ou solos halomórficos, se caracterizam pela presença de altos teores de sais solúveis, sódio trocável ou ambos, em horizontes ou camadas próximas à superfície, em concentrações com potencial para prejudicar a produtividade agrícola (RIBEIRO *et al.*, 2016; MAJOR & SALES, 2012) e gerar degradação ambiental (COOPER, 2008).

O processo de salinização é típico de regiões áridas e semiáridas, e pode resultar da própria formação geológica predominante nessas regiões, a chamada salinidade primária (de origem natural resultante da intemperização das rochas e solubilização dos seus componentes minerais) ou de ação antrópica também conhecida por salinidade secundária (decorrente do desmatamento, do uso de água para irrigação de baixa qualidade e em excesso, do manejo inadequado de adubos químicos e da ineficiência de sistemas de drenagem dentre outras atividades) associado com a baixa precipitação pluviométrica, elevada evapotranspiração, ausência ou ineficiência de drenagem, dentre outros fatores, culminando em elevadas concentrações de sais nesses solos (HOLANDA *et al.*, 2007; MUNNS, 2012; NEUMANN, 1997; RIBEIRO *et al.*, 2003).

A salinização secundária constitui um problema que vêm se agravando em todo o mundo, a vista do crescimento populacional e consequente aumento da pressão exercida ao solo por atividades agrícolas (RIBEIRO *et al.*, 2003; SOUSA, 2007) estando muito relacionado ao decorrente uso de águas salinas na irrigação, aumento das áreas irrigadas em terras marginais e manejo inadequado da água e do solo dentre outros (RIBEIRO *et al.*, 2016).

Sabendo que o uso de água de má qualidade é um dos fatores que conduz à formação de solos com alta concentração de sais (HOLANDA *et al.*, 2007; DALIAKOPOULOS *et al.*, 2016) ao qual pode atingir níveis prejudiciais a maioria das culturas em um curto espaço de tempo tal fator se constitui como um motivo de grande preocupação principalmente nas regiões áridas e semiáridas onde se tem observado aumento da salinização do solo nas áreas sob irrigação (HOLANDA *et al.*, 2001).

O excesso de sais contidos na água de irrigação afeta as propriedades químicas e físicas do solo interferindo consequentemente no desenvolvimento das culturas (LACERDA *et al.*, 2011; MUNNS & GILLIHAM, 2015).

Segundo a FAO (2011) cerca de 11% (34 Mha) das áreas submetidas a irrigação no mundo apresentam problemas quanto ao excesso de sais no solo. No Brasil estima-se que cerca de 20 a 25% das áreas sob irrigação estejam salinizadas (FAO, 2006) sendo este problema agravado na região semiárida do país que sofre com escassez de água por longos períodos e a utilização de água de qualidade inferior aparece como alternativa para suprir a demanda necessária deste recurso para a produção agrícola (COSTA & MEDEIROS, 2017).

Sabendo da importância da irrigação para o desenvolvimento das atividades agrícolas principalmente em regiões sob clima árido e semiárido torna-se imprescindível a adoção de práticas adequadas que possam minimizar os impactos causados ao solo não interferindo no rendimento das culturas (ALMEIDA, 2010) além de não gerar consequente degradação ambiental.

4.2.1 Efeito do excesso de sais no solo

A salinização é um processo que causa degradação do solo. No que se refere as características físicas, o alto teor de sódio na fase trocável do solo, favorece a dispersão dos colóides implicando em obstrução dos poros (FREIRE & FREIRE, 2007), tendo como consequência condições físicas extremamente desfavoráveis ao crescimento vegetal (USSSL Staff, 1954; OLIVEIRA, 2008).

O excesso de sais solúveis reduz o potencial osmótico da solução do solo e prejudica a absorção de água pelas plantas, além disso podem causar desequilíbrios nutricionais e toxidez às plantas devido à alta concentração de elementos, como sódio, cloro e boro (FREIRE & FREIRE, 2007). Também afeta de forma significativa o crescimento, atividade e diversidade dos microrganismos (EGAMBERDIEVA *et al.*, 2010) pela toxicidade de sais, redução da disponibilidade de água e MO, além da degradação física gerada ao solo.

Além disso, a salinização do solo é um dos fatores que contribuem de forma significativa no desencadeamento do processo de desertificação (LUO *et al.*, 2017). Sendo o mesmo um processo dinâmico produzido como consequência da degradação das terras das zonas áridas, semiáridas e subúmidas secas.

4.2.2 Estratégias para recuperação de solos afetados por sais

Diversas estratégias têm sido adotadas para a recuperação dessas áreas. Dentre as práticas fundamentais para recuperação dos solos afetados por sais estão a percolação com água de boa qualidade (lavagem) e o melhoramento químico (uso de gesso agrícola), além de técnicas auxiliares que atuam indiretamente sobre algumas propriedades do solo, facilitando sua recuperação como drenagem, sistematização e nivelamento, lavras, subsolagem, aplicação de resíduos orgânicos, biorrecuperação etc. (CAVALCANTE *et al.*, 2016).

De maneira sucinta a recuperação de solos salinos consiste na eliminação do excesso de sais através da lavagem do solo. Para a recuperação de solos salino-sódicos e sódicos, primeiramente necessita-se remover o excesso de Na trocável dos locais de troca de cátions, para isso são utilizados outros cátions como é o caso do Ca, após isso efetua-se a lavagem do solo para que o sódio substituído no perfil do solo seja lixiviado. A fonte de cálcio que usualmente é usada para essa substituição é o gesso agrícola (OSTER *et al.*, 1999; GHAFOR *et al.*, 2001).

Recentemente o biocarvão também tem sido alvo de inúmeros estudos que o apontam como boa alternativa quanto a remediação de solos afetados por sais. Neste sentido, a utilização do BC se apresenta como uma possibilidade no auxílio a recuperação desses solos, sendo o mesmo eficaz na melhoria das propriedades físicas, químicas e biológicas (LU *et al.*, 2015, AMINI *et al.*, 2016, SUN *et al.*, 2017, ALI *et al.*, 2017).

No entanto, vale ressaltar que apesar dos benefícios encontrados após aplicação de BC em solos sob efeito de sais, outros trabalhos também relacionaram essa aplicação a um aumento na salinidade ou sodicidade do solo (ZHANG *et al.*, 2016; BLOK *et al.*, 2017, LUO *et al.*, 2016; ZHENG *et al.*, 2017), tornando-se necessário demais estudos para que se comprove sua efetividade.

4.2.3 Efeito do uso de biocarvão em solos sob excesso de sais

Assim como para outros tipos de solos, os solos afetados por sais também se beneficiam da aplicação de BC, o qual promove melhoria das suas propriedades químicas, físicas e biológicas (ZHENG *et al.*, 2017).

Os solos afetados por sais possuem baixo conteúdo de nutrientes como N, P e K por diversos motivos que incluem, por exemplo, o baixo consumo de matéria orgânica da biomassa vegetal (LAKHDAR *et al.*, 2009), elevadas perdas de M.O, principalmente nos solos sódicos

ao qual a solubilidade da M.O tende a aumentar, ocasionando perdas também dos nutrientes por lixiviação (WONG *et al.*, 2010), nesses solos há ainda um aumento das perdas de N para a atmosfera (SANGWAN *et al.*, 2004).

Visto isso, a adição de BC ao solo pode melhorar a fertilidade desses solos, refletindo em ganhos na nutrição das plantas cultivadas, isso porque o BC produzido a partir de resíduos orgânicos é rico em nutrientes além de possuir diferentes taxas de liberação dos mesmos (IPPOLITO *et al.*, 2014).

Solos degradados pelo excesso de sais geralmente apresentam deficiência de P, isso por que esse elemento é fortemente dependente do pH do solo e do conteúdo de M.O (NAIDU *et al.*, 1991). Estudos como o de ABBAS *et al.* (2018) comprovam a efetividade do BC produzido a partir de biomassa orgânica no aumento do conteúdo de nutrientes em solos afetados por sais, como Ca, Mg, K, N e P, principalmente.

É importante destacar que outros estudos como o de Xu *et al.* (2013) relataram uma interação negativa do BC e do teor de P em solos salino-sódico, sendo o mesmo atribuído a um aumento do pH induzido pelo BC que levou a precipitação do elemento aplicado ao solo.

Sun *et al.* (2017) destacam que indiretamente o BC também influencia no estado nutricional dos solos salinizados devido o aumento na retenção de nutrientes, diminuição das perdas gasosas e lixiviação através da melhoria das propriedades superficiais do solo, como é o caso do incremento dado a CTC.

Outro fator importante a se destacar é o aumento dado a capacidade de retenção de água pelo BC (AJAYI & HORN, 2016), diminuindo a concentração dos sais presentes e de forma indireta atuando sobre a disponibilidade e absorção de nutrientes (THOMAS *et al.*, 2013).

Quanto as propriedades físicas especialmente de solos salino-sódicos e sódicos, diversos estudos confirmam o efeito positivo do uso de BC também no aspecto estrutural desses solos (AMINI *et al.*, 2016; SUN *et al.*, 2017). A aplicação de BC melhora a porosidade total, a CRA e a densidade dos mesmos (OBIA *et al.*, 2016), além disso há um incremento no teor de Ca a partir da incorporação de BC ao solo, resultando em melhoria na agregação e favorecimento na lixiviação de Na no perfil do solo (CLARK *et al.*, 2007), contudo seu efeito é dependente do tipo de matéria-prima utilizada, das condições de pirólise e do nível (quantidade) de material incorporado ao solo (McBEATH *et al.*, 2014; NOVAK e BUSSCHER, 2013; ZHANG *et al.*, 2012).

O BC pode ainda atuar de modo a melhorar as propriedades biológicas pois favorece o crescimento e desenvolvimento da microbiota de diferentes maneiras, como a partir

da melhoria dada a estrutura do solo (JAAFAR *et al.*, 2014), aumento na retenção de água (AJAYI & RANYER, 2017) e disponibilização de nutrientes (BREWER; BROWN, 2012; ZHENG *et al.*, 2018), dentre outros fatores.

Apesar dos benefícios relatados quando da aplicação do BC nesses tipos de solos, o uso do mesmo requer cuidados como relatado por Chaves *et al.* (2018) que trabalhando com BC à base de cama de aviário nas doses de 0, 10, 15, 20, 25 e 30 t ha⁻¹, constataram aumento dos parâmetros CE, pH, Na e K, assim como da RAS e PST, sendo esse aumento mais acentuado na primeira profundidade de avaliação do solo (0-10 cm).

Por outro lado, estudos como o de Silva (2017), que usou casca de eucalipto como fonte de biomassa do BC, nas doses de 5, 10, 15 e 20 t ha⁻¹, no intuito de avaliar o efeito do mesmo sobre as propriedades químicas do solo constatou que o aumento na dose de BC proporcionou uma maior concentração de nutrientes e da CTC no solo, com destaque para o incremento dado na concentração de Ca que, em média, seus teores foram acrescidos em 5,9 e 19,4% para as temperaturas de 350 e 600° C respectivamente. O que se ressalta é que podemos obter resultados distintos a partir de fatores como solo, matéria-prima do BC e temperatura de pirólise.

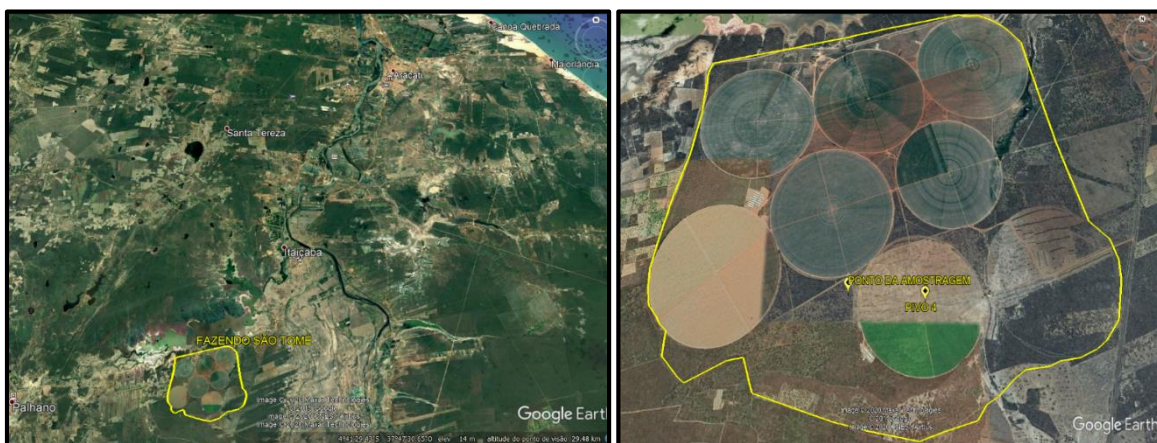
Ademais, ainda é preciso levar em consideração os custos associados a produção e transporte para que o BC venha a ser recomendado como técnica auxiliar na recuperação desses solos (BLACKWELL *et al.*, 2009).

5 MATERIAL E MÉTODOS

5.1 Localização da área e coleta do solo

O solo utilizado nesse experimento foi proveniente de uma área adjacente a um pivô central de irrigação da Fazenda São Tomé (Figura 01), localizada no Município de Palhano-CE. Nessa área normalmente eram cultivados milho e sorgo, contudo, no momento da coleta a mesma encontrava-se em desuso. O clima da região, de acordo com a classificação de Köppen, é do tipo As, inserindo-se em dois tipos de classificação, Tropical Quente Semi Árido e Tropical Quente Semi Árido Brando, com precipitações pluviiais médias de 630 mm anuais.

Figura 01– Localização da área de coleta do solo. Fonte: Google Earth.



A coleta do solo foi realizada na camada superficial de 0 – 20 cm. Após a coleta e secagem, foi feito o peneiramento do solo em uma peneira cuja malha corresponde a 4 mm. Esse solo foi caracterizado quanto aos seus atributos químicos e físicos, conforme demonstrado nas tabelas 01 e 02.

5.2 Caracterização química e física do solo

O solo utilizado nesse experimento foi classificado como Argissolo amarelo distrófico abruptico e conforme análise química e física realizadas apresentou as seguintes características (Tabela 01 e 02):

Tabela 01 – Atributos químicos do solo utilizado no experimento.

Horizonte	pH	CE	P	Ca	Mg	K	Na	H + Al	T	V	PST
cm		dS/m	mg/Kg	cmol _c /kg.....							
0-20	6,4	0,83	7	2,90	0,30	0,17	0,14	0,99	4,5	78	3

Tabela 02 – Atributos físicos do solo utilizado no experimento.

Horizonte	Densidade	Argila	Silte	Areia	Classificação
cm	g/cm ³	g/Kg.....			
0-20	1,55	50	46,9	903,1	Areia

5.3 Biocarvão

O biocarvão utilizado no experimento foi fornecido pela Companhia de Ferro Ligas da Bahia – FERBASA, localizada no Estado da Bahia. O material é proveniente da madeira de Eucalipto, sendo obtido por pirólise lenta (400 a 450°C). Para a sua utilização no experimento o biocarvão foi peneirado em peneira cuja malha corresponde a 2mm e caracterizado quanto a seus atributos químicos (Tabela 03) conforme metodologia da EMBRAPA (2017) de análise de fertilizantes.

Tabela 03 – Características químicas do biocarvão utilizado no experimento.

P	K	Ca	Mg	Na	pH	CE
.....g/Kg.....						dS/m
0,32	3,14	6,61	1,53	-	6,4	0,51

5.4 Água de irrigação

A água utilizada no experimento foi fornecida pela Fazenda São Tomé, local onde o solo foi coletado, sendo a mesma de origem subterrânea (poço). Antes da montagem do experimento uma amostra da água a ser utilizada foi coletada e analisada quanto as suas características químicas (Tabela 04) e a mesma foi classificada como de baixa qualidade, contendo níveis elevados de sódio.

Tabela 04 – Qualidade da água de irrigação utilizada no experimento.

Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	pH	CE	RAS
.....mmolc/L.....					dS/m	
1,51	5,41	22,9	0,79	7,7	3,7	12

5.5 Instalação e condução do experimento

O experimento foi conduzido por um período de 30 dias (Maio de 2020), em casa de vegetação do Departamento de Ciências do Solo (DCS) do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Ceará (UFC), localizada no Campus do Pici, Fortaleza, Ceará (3°45'47' de latitude Sul e 38°31'23' de longitude Oeste, altitude média de 47m), onde a temperatura média da região é de 27°C, com precipitações em torno de 1600 mm/ano e o clima, segundo Köppen, é do tipo Aw e classificado como tropical quente.

A partir de tubos de PVC com diâmetro de 0,1 m foram retirados anéis com altura de 0,1 m que foram utilizados para montar as colunas de lixiviação. Cada anel foi colado a um outro utilizando-se cola Araldite e fita adesiva com alto poder de fixação, de modo que não houvessem vazamentos quando da aplicação dos tratamentos. Foram colados cinco anéis de 0,1 m, desta forma cada coluna possuía 0,5 m de altura. A superfície interna dos anéis foi recoberta com areia com ajuda de cola (Figura 02A), para evitar escoamento preferencial da água através dessa interface, na base inferior foram colocados Caps de PVC, funcionando como tampa das colunas, no fundo de cada Caps colocou-se uma manta de tecido para evitar a perda do solo como também foi perfurado um único furo e instalado mangueiras de silicone para facilitar a coleta do lixiviado (Figura 02B). Uma estrutura de madeira, assemelhando-se a uma prateleira serviu de suporte para as colunas de PVC e os lixiviados foram coletados em garrafas plásticas (300 ml) fixadas as mangueiras de silicone (Figura 02C). Cada coluna foi recoberta com saco plástico para evitar a perda de água por evaporação.

Figura 02 – Montagem das colunas de solo.



Cada coluna de PVC de 0,5 m (50 cm) de altura compôs uma unidade experimental, sendo que o anel superior da coluna foi deixado livre para receber a lâmina de água, ou seja, os primeiros 0,10 m da parte superior de cada coluna não foram preenchidos com solo. Desse modo, o preenchimento com solo nas colunas foi realizado nos quatro anéis subjacentes. A primeira camada, correspondente aos primeiros 10 cm da coluna (excluindo-se o anel superior) foi aquela que recebeu os tratamentos (doses de biocarvão).

Os tratamentos consistiram na aplicação de biocarvão nas doses de 0, 5, 10, 15 e 20 t/ha. A incorporação do BC por gradagem no campo foi, neste experimento, simulada pela mistura homogênea na primeira camada do solo (0 – 10 cm). Neste caso, ao solo, foi homogeneamente misturando a quantidade de biocarvão referente a cada tratamento. Além disso, também foi realizada uma adubação básica de N-P-K tomando-se por base a cultura do

milho. Foram incorporados ao solo da camada de tratamento 0,258g de $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$; 0,065g de MAP e 0,043g de KNO_3 .

Vale ressaltar que a quantidade de solo utilizada para o preenchimento das colunas foi determinada a partir do volume dos anéis e da densidade do solo. Uma vez acondicionado o solo nas colunas, sua capacidade de campo foi atingida por capilaridade após imersão das colunas em baldes plásticos contendo água suficiente para este fim (Figura 03). Após 24h da elevação do solo à capacidade de campo foi então aplicado diariamente sobre cada coluna uma lâmina de água de 250 ml que ao final de trinta dias corresponde à média anual de chuva (630mm) do município onde o solo foi coletado.

Figura 03 – Colunas de solo imersas em água.



O lixiviado foi coletado e analisado semanalmente e ao término de 30 dias da condução experimental, as colunas foram desmontadas e amostras de solo das profundidades correspondentes a cada anel (camada 01: 0 – 10 cm; camada 02: 10 – 20 cm; camada 03: 20 – 30 cm e camada 04: 30 – 40 cm) foram coletadas (Figura 04). O material foi seco ao ar, peneirado em malha de 2 mm e em seguida as amostras seguiram para análises.

Figura 04 – Desmontagem das colunas de solo.



5.5.1 Determinações analíticas

I. Solo:

As análises dos atributos do solo foram realizadas conforme a metodologia descrita pela EMBRAPA (2017). O pH do solo foi medido em água (1:2) utilizando-se pHmetro de bancada. A condutividade elétrica (CE) foi obtida de forma indireta utilizando o solo e o extrato aquoso na proporção 1:1. Após filtragem foi então medida a CE utilizando um condutímetro com escala de leitura direta em dS m^{-1} . Ca, Mg, Na e K trocáveis do solo foram extraídos usando acetato de amônio. Sendo que as determinações de Ca e Mg foram realizadas através de espectrômetro de absorção atômica e os teores de Na e K por fotômetro de chama. Os teores de fósforo foram extraídos do complexo de troca utilizando uma solução extratora de Mehlich 1 e determinado por espectrofotometria.

II. Solução lixiviada:

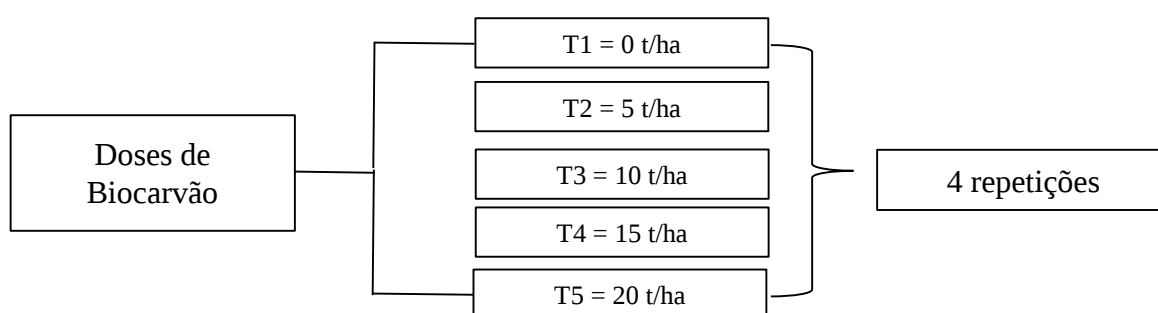
O pH e a condutividade elétrica (CE) da solução lixiviada foi determinada respectivamente por meio de pHmetro e condutímetro de bancada. Os teores de Ca e Mg foram obtidos a partir de espectrômetro de absorção atômica, já os teores de Na e K da solução foram determinados através do fotômetro de chama. O volume do percolado foi mensurado com

o auxílio de proveta de 1L.

5.6 Delineamento experimental

O delineamento experimental adotado foi o inteiramente casualizado, com cinco tratamentos e quatro repetições, totalizando 20 unidades experimentais (Figura 05).

Figura 05 – Representação esquemática do experimento. Fonte: Autora.



5.7 Análise estatística

Os dados obtidos foram submetidos à análise de variância e as médias comparadas entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade, utilizando-se o software estatístico SAS versão gratuita. Também foi utilizado o programa R v. 1.2.0 (R Core Team, 2020; FERREIRA *et al.*, 2018).

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 Solo

6.1.1 pH, Condutividade elétrica (CE), Percentual de sódio trocável (PST) e Capacidade de troca de cátions (CTC)

As doses de biocarvão não influenciaram o comportamento das variáveis analisadas, a afirmação só não se aplica ao pH do solo e a a condutividade elétrica do extrato de saturação. Entretanto, quando analisados os resultados nas diferentes profundidades da coluna de solo, todas as variáveis apresentaram efeito significativo. A interação entre as duas fontes de variação, doses de biocarvão x profundidade (AxB), foi observado efeito significativo apenas para a condutividade elétrica.

Todos os tratamentos, incluindo o tratamento controle, permitiram um aumento do pH do solo (Tabela 05), principalmente na primeira camada analisada, visto que o pH inicial do solo era 6,4 (Tabela 01). Sabendo que o uso de água de qualidade inferior aumenta a concentração de sais no solo (DALIAKPOULOS *et al.*, 2016) pode-se inferir que esse aumento comum a todos os tratamentos é explicado pela aplicação da lâmina de água de baixa qualidade (2,96 dS m⁻¹) utilizada no experimento.

Esses valores, no entanto, apresentaram uma diminuição em profundidade e em função da dose de biocarvão, especialmente observado na camada 03. A camada 01 do solo contido na coluna foi a que apresentou os maiores valores de pH, como demonstrado na tabela 05 diferindo significativamente das camadas subjacentes. Esses valores podem indicar a influência do biocarvão no comportamento dessa variável.

Tabela 05 – Teores médios de pH no solo nas diferentes camadas de colunas de solo sob efeito de doses de biocarvão e submetidas a lixiviação com água de baixa qualidade.

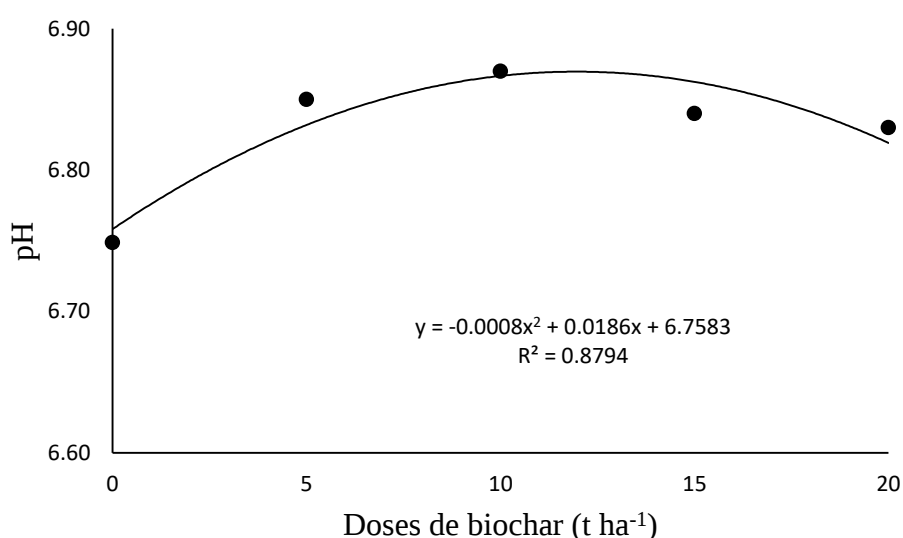
Camadas	Doses de biocarvão (t ha ⁻¹)					Média
	0	5	10	15	20	
	pH do solo					
1	7,20	7,33	7,31	7,25	7,18	7,25 a
2	6,74	6,87	6,84	6,78	6,85	6,81 b
3	6,47	6,59	6,69	6,65	6,66	6,61 c
4	6,58	6,64	6,65	6,69	6,69	6,65 c
Média	6,75	6,85	6,87	6,84	6,85	6,83

(1) Médias com letras iguais não diferem entre si pelo Teste de Tukey a 5% ($p \leq 0,05$) de significância.

(2) As camadas enumeradas na tabela por 1, 2, 3 e 4 representam respectivamente as profundidades do solo na coluna correspondente a 0-10, 10-20, 20-30 e 30-40 cm.

Com relação ao efeito dos tratamentos sobre o pH, pode-se observar que a aplicação de BC promoveu incremento máximo (média da coluna de solo) na dose estimada de 11,625 t ha⁻¹ de BC com tendência a redução a partir da mesma, ajustando-se a um modelo de resposta quadrático, enquanto que o tratamento sem a adição deste material apresentou o menor valor de pH (Figura 06).

Figura 06 – Teores médios de pH no solo em função de doses de biocarvão e submetidas a lixiviação com água de baixa qualidade.



Streubel *et al.* (2011) explicam que em geral há um aumento no valor do pH do solo a partir da aplicação de BC e que este fato está relacionado à natureza alcalina deste material. Entretanto, é importante salientar que grande parte dos estudos no qual fora observado aumento do pH pela adição de BC se trabalharam com solos de pH inferior (pH < 5,5) ao observado no BC (pH > 7) (SAIFULLAH *et al.*, 2018).

Essa afirmativa pode não se correlacionar com os resultados do presente estudo já que o BC utilizado nesse experimento apresentou valores de pH abaixo de 7. Outros estudos como o de Sun *et al.* (2017) também demonstraram incremento no valor do pH em um solo após aplicação de BC, estes autores relacionaram o aumento do pH a quantidade de BC utilizada. No presente estudo, o aumento de pH do solo foi devido a interação da água de irrigação e da adição de BC.

Foi observado aumento da CE do solo em todos os tratamentos, quando comparado ao tratamento controle para a primeira profundidade avaliada, com interação significativa entre os fatores. A dose estimada de 14,53 t ha⁻¹ de BC foi a que apresentou o maior valor com uma

variação percentual em relação a testemunha (T1) de 63,9 % de aumento. Houve incremento do valor desse parâmetro em profundidade, especialmente para o tratamento controle, contudo há uma tendência ao equilíbrio desses valores na última camada como demonstrado na tabela 06.

Tabela 06 – Teores médios de CE no solo nas diferentes camadas das colunas de solo sob efeito de doses de biocarvão e submetidas a lixiviação com água de baixa qualidade.

Camadas	Doses de biocarvão (t ha ⁻¹)					Média
	0	5	10	15	20	
	CE					
1	0,97 b	1,42 b	1,56 ab	1,60 ab	1,58 ab	1,42
2	1,72 a	1,61 ab	1,51 ab	1,49 b	1,39 b	1,54
3	1,68 a	1,48 b	1,30 b	1,41 b	1,36 b	1,45
4	1,93 a	1,84 a	1,75 a	1,81 a	1,73 a	1,81
Média	1,57	1,59	1,53	1,58	1,52	1,56

(1) Médias com letras iguais não diferem entre si pelo Teste de Tukey a 5% ($p \leq 0,05$) de significância.

(2) As camadas enumeradas na tabela por 1, 2, 3 e 4 representam respectivamente as profundidades do solo na coluna correspondente a 0-10, 10-20, 20-30 e 30-40 cm.

Com relação ao tratamento controle, apesar de ter apresentado o menor valor de CE na primeira profundidade de avaliação do solo, nas camadas subjacentes esses valores foram maiores em comparação aos demais tratamentos. Ademais, cabe salientar que houve um incremento máximo da condutividade elétrica na última camada do solo para todos os tratamentos.

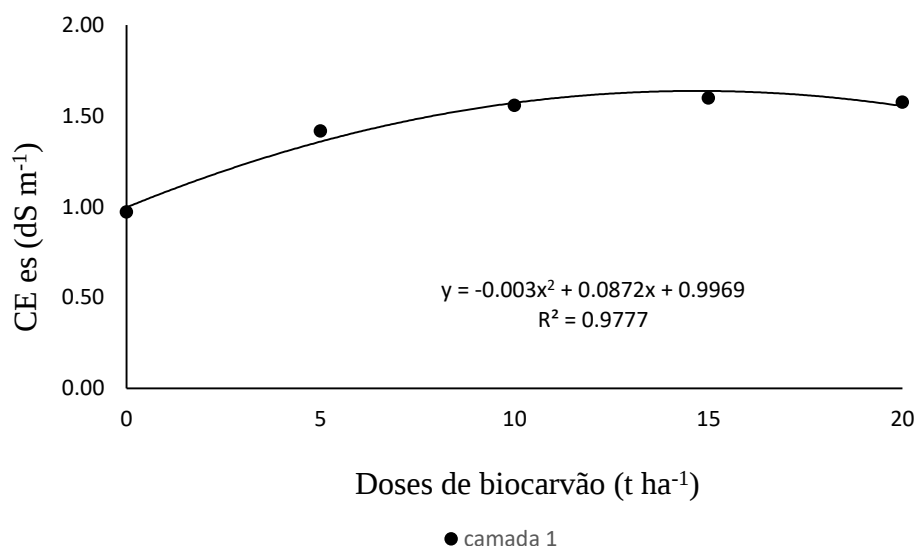
A elevada salinidade da água de irrigação provoca aumento no conteúdo de sais no solo em decorrência de baixa lixiviação (AQUINO *et al.*, 2017). Nesse sentido, pode-se inferir que o aumento da CE do solo está relacionado a água utilizada no experimento, ao qual, apresentou teores elevados de sódio trocável.

Como destacado anteriormente, nos tratamentos sob adição de BC verificou-se valores de CE maiores quando comparado ao tratamento controle na primeira camada de avaliação do solo (camada de aplicação dos tratamentos), apresentando uma tendência de crescimento até a dose estimada de BC equivalente a 14,53 t ha⁻¹ (Figura 07).

Sabendo que a CE é um indicador da quantidade de íons em solução (AMARAL *et al.*, 2004), é importante destacar que a aplicação de BC ao solo pode resultar na liberação de nutrientes minerais como K⁺, Ca²⁺ e Mg²⁺ (AKHTAR *et al.*, 2015), fator que pode contribuir para a explicação de tais resultados. Ademais, El-Naggar *et al.*, (2015), também trabalhando com solo arenoso sob aplicação de BC à base de esterco de aves, verificou aumento sobre a CE

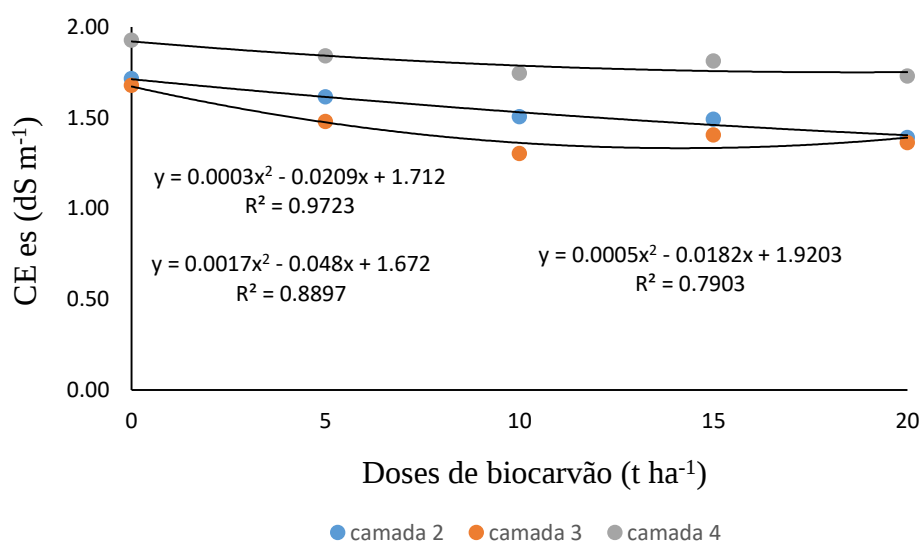
do solo e correlacionou este fato ao aumento gerado na disponibilidade de K ao solo a partir da incorporação do BC.

Figura 07 – Teores médios de CE na primeira camada de avaliação do solo das colunas em função de doses de biocarvão e submetidas a lixiviação com água de baixa qualidade.



Todavia ao se analisar as camadas subjacentes, apesar das mesmas apresentarem valores de CE superiores é observado uma tendência oposta daquela apresentada para a primeira profundidade do solo, havendo, portanto, um decréscimo nos valores conforme aumenta-se as doses de BC (Figura 08).

Figura 08 – Teores médios de CE nas camadas 02, 03 e 04 do solo das colunas em função de doses de biocarvão e submetidas a lixiviação com água de baixa qualidade.



Pelo acima relatado, fica evidente a influência do BC no comportamento dessa variável especialmente na camada de tratamento, isso pode ser atribuído á liberação de nutrientes ao solo, principalmente K^+ a partir desse material.

Ao se avaliar o PST do solo, não foi observado efeito do tratamento (doses de BC). Contudo, é importante salientar o aumento substancial nos valores desta variável quando se compara as análises realizadas ao solo natural (Tabela 01). Tais resultados refletem em um aumento no conteúdo de Na^+ , seja pela aplicação de água salina, observado principalmente nos resultados do solo ao qual não houve aplicação do BC, como naqueles submetidos a aplicação desse material.

Conforme demonstrado na tabela 07, na primeira camada de avaliação a PST do solo foi maior à medida que se aumentaram as doses de BC embora não se tenha constatado efeito significativo sobre este fator. Por outro lado, quando analisado o fator camadas do solo pôde-se observar efeito significativo para esta variável, ressaltando-se que em geral houve aumento do PST em profundidade. A última camada do solo foi a que apresentou o maior valor para esta variável em todos os tratamentos, dessa maneira pode-se relacionar este fato a um aumento na lixiviação de sódio, independente da presença do biocarvão.

Tabela 07 – Teores médios de PST no solo nas diferentes camadas das colunas de solo sob efeito de doses de biocarvão e submetidas a lixiviação com água de baixa qualidade.

Camadas	Doses de biochar ($t\ ha^{-1}$)					Média
	0	5	10	15	20	
	PST (%)					
1	28,59	28,36	28,49	30,18	31,02	29,33 d
2	32,15	31,40	31,12	32,05	30,67	31,48 c
3	35,41	34,19	32,70	33,24	34,01	33,91 b
4	35,05	35,48	35,91	36,02	35,65	35,62 a
Média	32,80	32,36	32,05	32,87	32,84	32,59

(1) Médias com letras iguais não diferem entre si pelo Teste de Tukey a 5% ($p \leq 0,05$) de significância.

(2) As camadas enumeradas na tabela por 1, 2, 3 e 4 representam respectivamente as profundidades do solo na coluna correspondente a 0-10, 10-20, 20-30 e 30-40 cm.

Na literatura diversos autores (ROBERTS *et al.*, 2015, SUN *et al.*, 2017) têm enfatizado a importância de se realizar análises prévias no BC quanto ao conteúdo de sódio em sua composição antes que o mesmo seja aplicado ao solo, evitando com isso problemas adicionais principalmente nos solos afetados por sais. Zheng *et al.*, (2017) relatam que elevadas doses de biocarvão contendo níveis altos de Na^+ podem aumentar o PST do solo. Para o presente estudo não se pode correlacionar o conteúdo de Na^+ contido no BC sobre o aumento gerado na PST do solo, já que em análises prévias (Tabela 03) o elemento não foi detectado em excesso.

Jalali & Ranjbar (2009) relatam que a aplicação de água salina ao solo é responsável por mudanças nos parâmetros químicos do mesmo, como pH, CE e PST devido a presença de elevados teores de íons como Na^+ , HCO_3^- , CO_3^{2-} e Cl^- . Com base nessa argumentação presumisse-se que tal fator possa ter sido o responsável pelo aumento do conteúdo de Na^+ no perfil do solo, inferindo sobre o PST do mesmo.

Os solos halomórficos usualmente são classificados com base na condutividade elétrica do extrato de saturação (CEes) e na porcentagem de sódio trocável (PST) (DONAHUE *et al.*, 1977). Com base nesses parâmetros, analisando o solo inicialmente, ele não apresentou problemas de salinidade, sendo classificado como normal. Contudo, ao fim do experimento percebeu-se aumento na CE e PST do solo sendo um indicativo quanto ao nível de salinidade do solo independentemente da dose de BC aplicada.

Levando em consideração a classificação dos solos quanto à sodicidade citado por Pizzarro (1985;1996) que agrupam classes de PST, conforme os resultados obtidos para a primeira camada de avaliação do solo do presente estudo, no que se refere a tal parâmetro, ao fim do experimento o solo pôde ser classificado de fortemente (21 – 30 %) a excessivamente sódico (> 30%). Segundo Pistocch *et al.* (2017) valores de PST acima de 15% como os que foram encontrados neste estudo, indicam acentuada deteriorização do solo devido a alta quantidade de sódio.

Quanto a CTC do solo, as doses de biocarvão não resultaram em efeito significativo. Além disso, é importante destacar que houve uma redução de 28,8 % neste parâmetro comparando-se a maior média registrada que foi observada com o uso de 10 t ha⁻¹ de BC na primeira camada de avaliação do solo (Tabela 08) em relação ao solo antes do experimento (Tabela 01) (solo natural).

Tabela 08 – Teores médios de CTC no solo nas diferentes camadas de colunas de solo sob efeito de doses de biocarvão e submetidas a lixiviação com água de baixa qualidade.

Camadas	Doses de biochar (t ha ⁻¹)					Média
	0	5	10	15	20	
	CTC cmol _c .kg ⁻¹					
1	3,09	3,14	3,30	3,14	2,94	3,12 a
2	2,81	2,92	2,92	2,93	3,03	2,92 b
3	2,56	2,53	2,74	2,73	2,66	2,64 c
4	2,63	2,63	2,70	2,69	2,74	2,68 c
Média	2,77	2,80	2,92	2,87	2,84	2,84

(1) Médias com letras iguais não diferem entre si pelo Teste de Tukey a 5% ($p \leq 0,05$) de significância.

(2) As camadas enumeradas na tabela por 1, 2, 3 e 4 representam respectivamente as profundidades do solo na coluna correspondente a 0-10, 10-20, 20-30 e 30-40 cm.

O incremento dado a CTC a partir da adição de BC ao solo é comumente citado na literatura, sendo este fato um dos principais enfoques de estudo acerca do tema (PACHECO; PETTER, 2011). Apesar do presente trabalho ter apresentado resultados contraditórios quanto a este fator, relacionado ao que se tem visto em grande parte dos estudos sobre biocarvão, é importante destacar que a qualidade do mesmo pode variar dependendo da fonte da matéria-prima utilizada para a sua produção e também das condições utilizadas no tratamento térmico ao qual influenciarão seu efeito no solo (MENDEZ *et al.*, 2013). Além disso, o tipo de solo também pode responder de formas distintas a esse material (MAIA, 2011).

É de fundamental importância observar que o efeito do BC pode variar com o seu tempo de permanência no solo, por exemplo, é visto que biocarvões dito “envelhecidos” apresentam maior CTC em relação ao BC fresco produzindo, portanto, efeitos diferentes no solo (SAIFULLAH *et al.*, 2018). Salientando que o experimento que embasou este estudo foi conduzido por um período relativamente curto.

6.1.2 Teores de cálcio (Ca), magnésio (Mg), sódio (Na), potássio (K) e fósforo (P)

O cálcio presente no extrato de saturação do solo apresentou efeito significativo para ambos os fatores analisados de forma isolada. Sendo os maiores valores observados na segunda profundidade do solo para os tratamentos sob adição de biocarvão nas doses 10 e 20 t ha⁻¹ (Tabela 09), apresentando um incremento de 11,03 e 10,8 % respectivamente, comparado ao tratamento controle que obteve o menor valor.

Tabela 09 – Teores médios de Ca^{2+} no solo nas diferentes camadas de colunas de solo sob efeito de doses de biocarvão e submetidas a lixiviação com água de baixa qualidade.

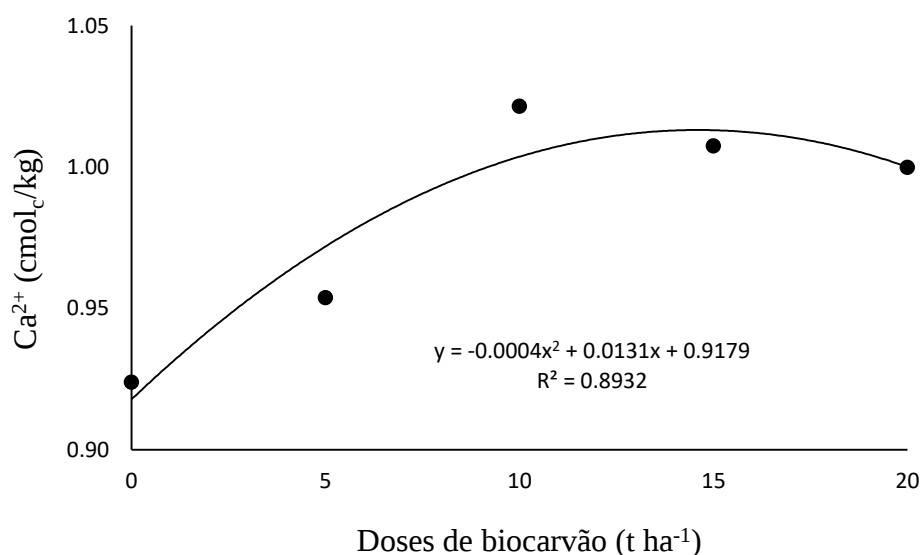
Camadas	Doses de biochar (t ha^{-1})					Média
	0	5	10	15	20	
	Ca ($\text{cmol}_c.\text{kg}^{-1}$)					
1	1,01	1,03	1,00	1,00	0,95	0,99ab
2	1,01	1,02	1,12	1,04	1,12	1,06a
3	0,75	0,80	0,96	1,01	0,94	0,89c
4	0,92	0,97	1,01	0,98	0,99	0,97b
Média	0,92	0,95	1,02	1,00	1,00	0,97

(1) Médias com letras iguais não diferem entre si pelo Teste de Tukey a 5% ($p \leq 0,05$) de significância.

(2) As camadas enumeradas na tabela por 1, 2, 3 e 4 representam respectivamente as profundidades do solo na coluna correspondente a 0-10, 10-20, 20-30 e 30-40 cm.

Em contrapartida, ao se comparar esses resultados em relação ao solo antes do experimento (Tabela 01) constata-se decréscimo no conteúdo de Ca ao solo para todos os tratamentos avaliados. Com base na média do elemento presente nas colunas de solo, por exemplo, o maior teor de Ca ($1,025 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$) foi observado para a dose estimada de $16,375 \text{ t ha}^{-1}$ de BC (Figura 09). Neste caso, embora o conteúdo de Ca tenha se apresentado maior nos tratamentos onde houve incorporação de BC, ainda assim é consistente afirmar que adição de BC à base de madeira de eucalipto não se mostrou como fonte significativa de Ca^{2+} .

Figura 09 – Teores médios de Ca^{2+} no solo em função de doses de biocarvão e submetidas a lixiviação com água de baixa qualidade.



Outros trabalhos como o de Petter *et al.* (2012) relatam resultado distinto aos aqui apresentados, observando aumento da disponibilidade de Ca no solo após aplicação de BC à base de madeira de Eucalipto. O que pode ser explicado pelo efeito dependente desse BC a partir das condições de pirólise na sua produção e da quantidade do material incorporado ao solo.

Com relação ao Mg^{2+} , observa-se que o solo apresentou incremento no conteúdo desse elemento para todos os tratamentos comparando-se a ao solo antes do experimento (Tabela 01) com tendência a redução em profundidade (Tabela 10). Mesmo no tratamento sem adição de BC houve um aumento de 123,3 % no teor de Mg na coluna de solo. Dessa maneira, provavelmente o aumento dessa variável esteja relacionada a aplicação da água de irrigação.

Tabela 10 – Teores médios de Mg^{2+} no solo nas diferentes camadas de colunas de solo sob efeito de doses de biocarvão e submetidas a lixiviação com água de baixa qualidade.

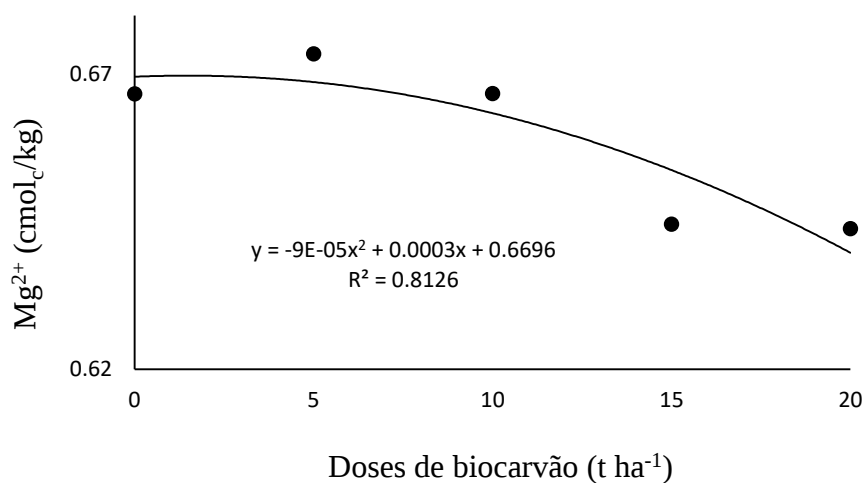
Camadas	Doses de biochar (t ha ⁻¹)					Média
	0	5	10	15	20	
	Mg cmol _c .kg ⁻¹					
1	0,9226	0,9416	1,0069	0,9131	0,8057	0,9179a
2	0,631	0,7123	0,6231	0,6734	0,7114	0,6702b
3	0,6052	0,59	0,5985	0,5262	0,5312	0,5702c
4	0,5079	0,4503	0,4385	0,4655	0,5269	0,4778d
Média	0,6666	0,6735	0,6667	0,6445	0,6438	0,659

(1) Médias com letras iguais não diferem entre si pelo Teste de Tukey a 5% ($p \leq 0,05$) de significância.

(2) As camadas enumeradas na tabela por 1, 2, 3 e 4 representam respectivamente as profundidades do solo na coluna correspondente a 0-10, 10-20, 20-30 e 30-40 cm.

Quando observado a média dos teores de Mg nas colunas de solo nos diferentes tratamentos foi constatado que nas maiores doses de BC ao solo houve redução no conteúdo desse elemento (Figura 10), isso pode estar relacionado ao efeito da lixiviação na diminuição da disponibilidade desse elemento no solo como será explicado mais adiante.

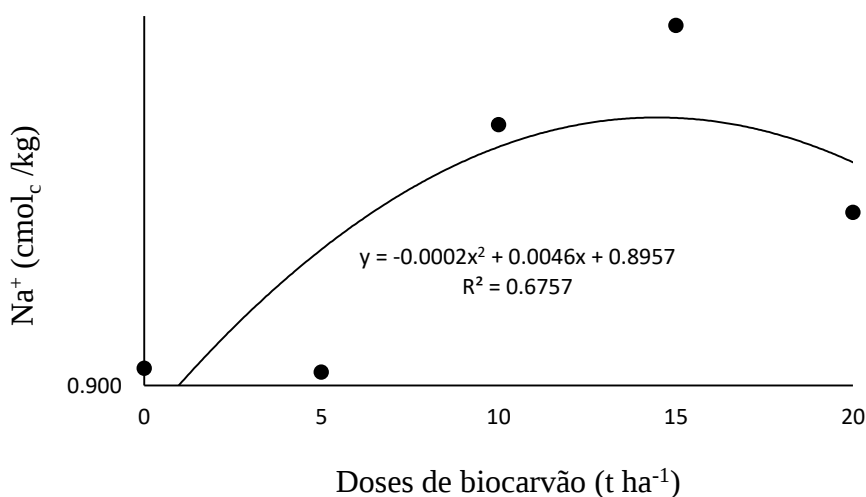
Figura 10 – Teores médios de Mg^{2+} no solo em função de doses de biocarvão e submetidas a lixiviação com água de baixa qualidade.



Ao se avaliar o efeito dos tratamentos quanto ao conteúdo de Na^+ , não foi observado efeito significativo, contudo, é necessário destacar o aumento comum para todos os tratamentos em relação ao solo analisado antes do experimento (Tabela 01), sendo o mesmo provavelmente ocasionado em decorrência da aplicação de água de baixa qualidade, a qual apresentou níveis elevados de sódio (Tabela 04).

Pode-se observar na figura 11 que embora não se tenha obtido efeito significativo entre os tratamentos no que se refere ao conteúdo de Na^+ nas colunas de solo, os tratamentos sob adição de BC resultaram em valores mais elevados especialmente na dose estimada de 11,5 $t\ ha^{-1}$ de BC.

Figura 11 – Teores médios de Na^+ no solo em função de doses de biocarvão e submetidas a lixiviação com água de baixa qualidade.



Em relação, ao conteúdo desse elemento nas diferentes profundidades analisadas constatou-se efeito significativo, salientando que os maiores valores foram identificados na camada mais profunda da coluna de solo similarmente para todos os tratamentos (Tabela 11).

Tabela 11 – Teores médios de Na^+ no solo nas diferentes camadas das colunas de solo sob efeito de doses de biocarvão e submetidas a lixiviação com água de baixa qualidade.

Camada	Doses de biochar (t ha^{-1})					Média
	0	5	10	15	20	
	$\text{Na cmol}_c.\text{kg}^{-1}$					
1	0,8793	0,8902	0,9397	0,9451	0,9087	0,9125ab
2	0,9027	0,9174	0,9082	0,9375	0,9261	0,9183ab
3	0,9054	0,8652	0,8973	0,9054	0,9033	0,8953b
4	0,9201	0,9331	0,9679	0,9679	0,9369	0,9452a
Média	0,9018	0,9014	0,9282	0,9389	0,9187	0,9178

(1) Médias com letras iguais não diferem entre si pelo Teste de Tukey a 5% ($p \leq 0,05$) de significância.

(2) As camadas enumeradas na tabela por 1, 2, 3 e 4 representam respectivamente as profundidades do solo na coluna correspondente a 0-10, 10-20, 20-30 e 30-40 cm.

Os teores de potássio aumentaram em relação ao observado no solo natural para todos os tratamentos na primeira camada de avaliação do solo, sendo estes teores relativamente menores no tratamento controle. Contudo, o maior conteúdo observado para este elemento se apresentou em profundidade (Tabela 12).

Tabela 12 – Teores médios de K^+ no solo nas diferentes camadas de colunas de solo sob efeito de doses de biocarvão e submetidas a lixiviação com água de baixa qualidade.

Camadas	Doses de biochar (t ha^{-1})					Média
	0	5	10	15	20	
	$\text{K cmol}_c.\text{kg}^{-1}$					
1	0,275	0,275	0,279	0,276	0,276	0,276 b
2	0,269	0,271	0,269	0,273	0,271	0,270 c
3	0,284	0,275	0,287	0,287	0,285	0,284 a
4	0,279	0,280	0,284	0,281	0,283	0,281 a
Média	0,277	0,275	0,280	0,279	0,279	0,278

(1) Médias com letras iguais não diferem entre si pelo Teste de Tukey a 5% ($p \leq 0,05$) de significância.

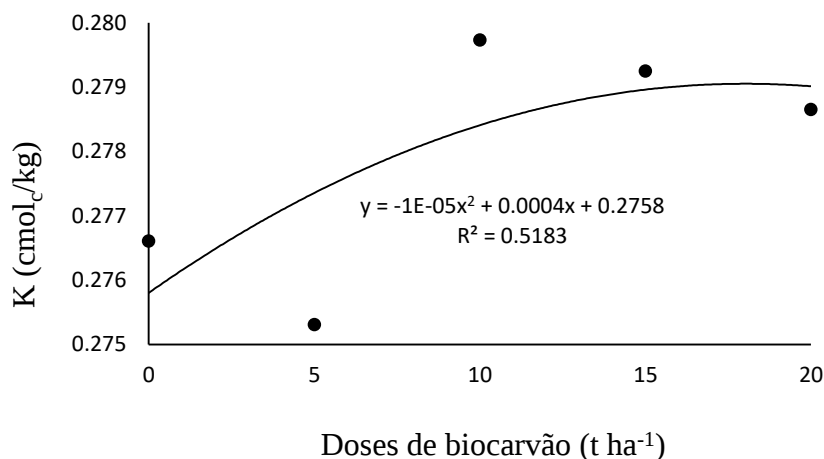
(2) As camadas enumeradas na tabela por 1, 2, 3 e 4 representam respectivamente as profundidades do solo na coluna correspondente a 0-10, 10-20, 20-30 e 30-40 cm.

Raij (2001) explica que o K^+ pode ser facilmente lixiviado em decorrência de apresentar menor força de retenção pelos colóides do solo em relação a outros elementos como o Ca^{2+} . Este fato poderia explicar seus maiores valores encontrados em profundidade.

O efeito significativo promovido pela aplicação de BC no que se refere ao conteúdo de K^+ nos possibilita constatar que o BC à base de eucalipto foi determinante no incremento desse nutriente ao solo como observado na figura 12. A exemplo do presente estudo, diversos

trabalhos também relacionaram a aplicação de BC no solo ao aumento dado na concentração de K trocável (YAO; ARBESTAIN, 2009; LIN *et al.*, 2015; ABBAS *et al.*, 2018).

Figura 12 – Teores médios de K⁺ no solo em função de doses de biocarvão e submetidas a lixiviação com água de baixa qualidade.



Quanto ao teor de P disponível no solo, o mesmo foi significativamente maior para os tratamentos onde foram adicionadas as maiores doses de BC, correspondentes a 15 e 20 t ha⁻¹, avaliando a primeira profundidade do solo. É importante salientar que o conteúdo de P no perfil aumentou em profundidade para praticamente todos os tratamentos avaliados, contudo, sem diferença significativa entre as doses (Tabela 13).

Tabela 13 – Teores médios de P disponível no solo nas diferentes camadas das colunas de solo sob efeito de doses de biocarvão e submetidas a lixiviação com água de baixa qualidade.

Camadas	Doses de biocarvão (t ha ⁻¹)					Média
	0	5	10	15	20	
	P (mg.kg ⁻¹)					
1	0,45 c	0,44 c	0,49 c	1,44 b	1,42 b	0,85
2	1,24 b	1,27 b	1,36 b	1,30 b	1,36 b	1,31
3	1,74 a	1,76 a	1,80 a	1,79 a	1,76 a	1,77
4	1,64 a	1,60 a	1,62 a	1,90 a	1,75 a	1,70
Média	1,27	1,27	1,32	1,61	1,57	1,41

(1) Médias com letras iguais não diferem entre si pelo Teste de Tukey a 5% ($p \leq 0,05$) de significância.

(2) As camadas enumeradas na tabela por 1, 2, 3 e 4 representam respectivamente as profundidades do solo na coluna correspondente a 0-10, 10-20, 20-30 e 30-40 cm.

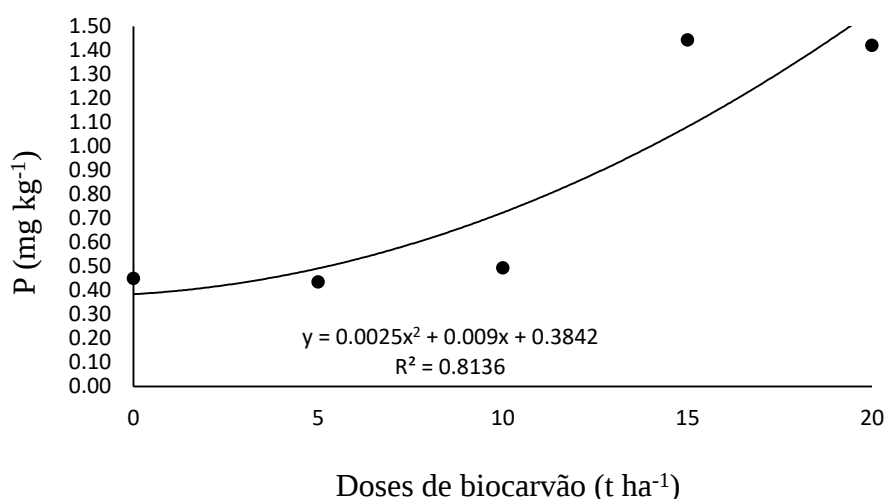
Destaca-se que tal aumento em profundidade pode estar relacionado a influência do pH, já que a disponibilidade desse elemento também está associada a este fator. Estudos como de Xu *et al.* (2013) relataram efeito negativo do BC em relação ao teor de P em um solo salino-

sódico. Estes autores afirmam que o aumento do pH induzido pela adição de BC resultou na precipitação do elemento no solo.

No que diz respeito a biomassa utilizada nesse experimento, estudos como os de Wang *et al.* (2014) e Petter *et al.* (2012) que também trabalharam com BC à base de eucalipto na averiguação de possíveis alterações químicas no solo constataram efeito positivo desse material na disponibilidade de P, se assemelhando aos resultados obtidos neste trabalho.

O incremento dado na concentração de fósforo ao solo a partir da aplicação do BC de eucalipto é demonstrado na figura 13 onde podemos observar aumento no conteúdo desse elemento à medida que se aumenta as doses de BC ao solo. Segundo Prakongkep *et al.* (2014) o biocarvão é rico em fosfato monopotássico (KH_2PO_4) gerando aumento do conteúdo de potássio e fósforo no solo.

Figura 13 – Teores médios de P disponível no solo em função de doses de biocarvão e submetidas a lixiviação com água de baixa qualidade.



6.2 Solução lixiviada

6.2.1 Volume, pH, Condutividade elétrica (CE) e Relação de adsorção de sódio (RAS)

Apenas as variáveis pH e RAS foram influenciadas significativamente pelas doses de biocarvão (A). Contudo, quando analisadas em função do tempo (B) todas as variáveis apresentaram efeito significativo. E ao analisar a interação doses de biocarvão x semana (AxB) verificou-se efeito significativo apenas para o pH da solução lixiviada nas colunas de tratamento.

As doses de biocarvão aplicadas ao solo não apresentaram diferença significativa em relação ao volume da solução lixiviada a partir das colunas de solo. Portanto o volume de coleta foi similar para todos os tratamentos nas diferentes semanas, inferindo que houve uniformidade na montagem das colunas de solo e que o BC não resultou em efeito direto sobre a retenção de água.

Para esta variável diferenças significativas só foram observadas no que diz respeito ao fator tempo (semanas de coleta), ao qual o maior conteúdo de água percolada foi obtido nas duas últimas semanas da condução experimental, que certamente se deve a um equilíbrio dinâmico, alcançado pelo tempo, entre o que era colocado e o que era lixiviado. Vale ressaltar que somente na terceira semana de coleta do percolado o volume recolhido foi superior a quantidade de água aplicada (Tabela 14).

Tabela 14 – Volume médio da solução lixiviada pelas colunas de solo sob efeito de doses de biocarvão em função do tempo.

Doses de biocarvão (t ha ⁻¹)						
Semanas	0	5	10	15	20	Média
Volume (ml)						
1	1.235,00	1.218,75	1.207,5	1.192,5	1.225,00	1.215,75c
2	1.222,50	1.217,5	1.235,00	1.222,5	1.215,00	1.222,5c
3	1.260,00	1.260,00	1.255,00	1.260,00	1.252,5	1.257,5a
4	1.236,25	1.238,75	1.232,5	1.237,5	1.233,75	1.235,75b
Média	1.238,44	1.233,75	1.232,5	1.228,13	1.231,56	1.232,19

(1) Médias com letras iguais não diferem entre si pelo Teste de Tukey a 5% ($p \leq 0,05$) de significância.

Sabendo que a diferença no conteúdo de água coletado no decorrer das semanas não está relacionada ao efeito do BC ao solo, pode-se inferir que essa variação esteja ligada a fatores externos como a temperatura ambiente que pode ter ocasionado as perdas por evaporação apesar da tentativa de diminuir o erro experimental com o recobrimento das colunas com saco plástico.

Os valores de pH da solução lixiviada apresentaram diferenças significativas em função das doses de BC aplicadas ao solo ao longo do tempo com excessão do tratamento 5 (20 t ha⁻¹) (Tabela 15).

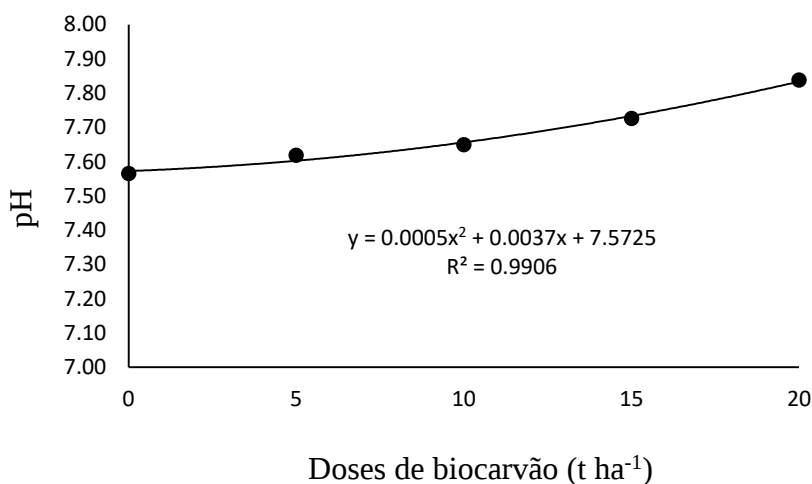
Tabela 15 – Teores médios de pH da solução lixiviada pelas colunas de solo sob efeito de doses de biocarvão em função do tempo.

Semanas	Doses de biocarvão (t ha ⁻¹)					Média
	0	5	10	15	20	
	pH					
1	7,32 c	7,32 c	7,28 b	7,43 b	7,75	7,42
2	7,92 a	8,07 a	7,87 a	7,95 a	7,99	7,96
3	7,41 bc	7,44 bc	7,70 a	7,77 a	7,78	7,62
4	7,62 b	7,66 b	7,75 a	7,76 a	7,84	7,72
Média	7,57	7,62	7,65	7,73	7,84	7,68

(1) Médias com letras iguais não diferem entre si pelo Teste de Tukey a 5% ($p \leq 0,05$) de significância.

Em geral o pH do percolado foi maior no tratamento de dose mais elevada de BC ao solo (Figura 14). O incremento dado nos valores de pH com a adição de BC tanto no solo quanto na solução lixiviada, indicam influência não somente da água utilizada na irrigação como também do material incorporado ao solo. Segundo Sizmur *et al.* (2015) o aumento nas doses de BC ocasiona elevação do pH, proporcionando efeito alcalinizante que pode ser explicado pela presença de grupamentos funcionais oxigenados de carga negativa em sua estrutura externa.

Figura 14 – Efeito das doses de biocarvão sobre o pH da solução lixiviada pelas colunas de solo.



A condutividade elétrica da solução lixiviada apresentou aumento para todos os tratamentos avaliados em função do tempo, contudo sem efeito significativo no que diz respeito ao fator dose de BC aplicada ao solo (Tabela 16). O que pode justificar esses resultados é a contínua aplicação de água salina ao longo da condução experimental ao qual infere aumento

sobre o conteúdo de sais no perfil do solo. É importante destacar que elevados valores de pH e CE da água percolada remete a um possível aumento na lixiviação de nutrientes pelo solo.

Tabela 16 – Teores médios de CE da solução lixiviada pelas colunas de solo sob efeito de doses de biocarvão em função do tempo.

Semanas	Doses de biocarvão (t ha ⁻¹)					Média
	0	5	10	15	20	
	CE (dS/m)					
1	2,44	2,34	2,33	2,36	2,27	2,35 d
2	3,73	3,75	3,76	3,74	3,73	3,74 c
3	4,15	4,16	4,20	4,16	4,15	4,17 a
4	3,99	4,13	4,13	4,03	4,10	4,08 b
Média	3,58	3,60	3,61	3,57	3,56	3,58

(1) Médias com letras iguais não diferem entre si pelo Teste de Tukey a 5% ($p \leq 0,05$) de significância.

Essa mesma tendência de crescimento também se aplica ao valor da RAS (Tabela 17), sendo importante salientar que o aumento dado a RAS da solução lixiviada ao longo do tempo, reflete o potencial que a água de irrigação utilizada pode promover nas alterações químicas do solo no que se refere ao elevado teor de sódio presente na mesma, implicando em potencial sodificação do solo com o uso contínuo dessa água.

Tabela 17 – Teores médios da RAS da solução lixiviada pelas colunas de solo sob efeito de doses de biocarvão em função do tempo.

Semanas	Doses de biocarvão (t ha ⁻¹)					Média
	0	5	10	15	20	
	RAS					
1	6,02	5,14	6,58	5,82	5,22	5,76a
2	26,05	24,71	23,68	23,27	23,54	24,25b
3	29,43	28,96	28,07	27,80	28,65	28,58c
4	29,94	29,55	28,22	26,43	28,73	28,57c
Média	22,86	22,09	21,64	20,83	21,54	21,79

(1) Médias com letras iguais não diferem entre si pelo Teste de Tukey a 5% ($p \leq 0,05$) de significância.

6.2.2 Teores de Cálcio (Ca), Magnésio (Mg), Sódio (Na) e Potássio (K)

Apenas o teor de Na da solução lixiviada (Tabela 18) apresentou efeito significativo em relação as doses de BC aplicada ao solo comparado as outras variáveis analisadas (Ca, Mg e K). Contudo, no que diz respeito ao tempo (semanas) todas as variáveis analisadas apresentaram diferenças significativas.

O menor teor de Na foi observado na primeira semana de avaliação, apresentando incremento máximo de 256,5 % para o tratamento 1 na semana posterior. O aumento dado ao conteúdo de sódio na solução lixiviada ao longo do tempo pode ser resultado da aplicação contínua de água salina contendo níveis elevados desse elemento. Como demonstrado na tabela 18 o tratamento controle foi o que apresentou maior conteúdo de Na⁺ na solução lixiviada em relação aos demais tratamentos sob adição de BC, tal resultado deve levar em consideração a capacidade do material incorporado ao solo de reter sais (HAMMER *et al.*, 2015).

Tabela 18 – Teores médios de Na na solução lixiviada pelas colunas de solo sob efeito de doses de biocarvão em função do tempo.

Semanas	Doses de biochar (t ha ⁻¹)					Média
	0	5	10	15	20	
	Na (mmol _c /L)					
1	17,01	14,65	17,97	16,25	14,44	16,06 b
2	60,64	57,45	55,22	55,14	55,11	56,71 a
3	58,43	55,41	57,60	55,05	55,07	56,31 a
4	56,05	55,52	54,16	51,87	56,63	54,85 a
Média	48,03	45,76	46,24	44,58	45,31	45,98

(1) Médias com letras iguais não diferem entre si pelo Teste de Tukey a 5% ($p \leq 0,05$) de significância.

Os teores de Ca, Mg e K foram maiores no lixiviado referente a primeira semana de coleta e apresentaram em geral uma diminuição no decorrer do tempo com redução média de 63, 41 e 62 % respectivamente, comparando a primeira e última semana de avaliação do lixiviado (tabelas 19, 20 e 21).

Tabela 19 – Teores médios de Ca na solução lixiviada pelas colunas de solo sob efeito de doses de biocarvão em função do tempo.

Semanas	Doses de biochar (t ha ⁻¹)					Média
	0	5	10	15	20	
	Ca (mmol _c /L)					
1	8,58	8,46	7,61	8,07	7,97	8,14 a
2	5,40	5,60	5,47	5,57	5,50	5,51 b
3	3,87	3,72	4,07	3,76	3,09	3,70 c
4	2,68	2,83	2,94	3,28	3,47	3,04 d
Média	5,13	5,15	5,02	5,17	5,00	5,10

(1) Médias com letras iguais não diferem entre si pelo Teste de Tukey a 5% ($p \leq 0,05$) de significância.

Em relação a média dos tratamentos no que se refere ao conteúdo de Mg na solução lixiviada pelas colunas pode-se observar na tabela 20 que embora não significativo os teores de Mg foram maiores nos tratamentos sob maior adição de biocarvão ao solo (doses 10, 15 e 20 t ha⁻¹) fato que se correlaciona ao menor conteúdo desse nutriente encontrado no solo contido nas colunas dos respectivos tratamentos.

Tabela 20 – Teores médios de Mg na solução lixiviada pelas colunas de solo sob efeito de doses de biocarvão em função do tempo.

Semanas	Doses de biochar (t ha ⁻¹)					Média
	0	5	10	15	20	
	Mg (mmol _c /L)					
1	7,43	7,74	7,15	7,53	7,31	7,43 a
2	5,44	5,23	5,47	5,67	5,46	5,46 b
3	4,01	3,74	4,35	4,10	4,31	4,10 c
4	4,37	4,28	4,43	4,44	4,39	4,38 c
Média	5,31	5,25	5,35	5,44	5,37	5,34

(1) Médias com letras iguais não diferem entre si pelo Teste de Tukey a 5% ($p \leq 0,05$) de significância.

O maior conteúdo de K na solução lixiviada na primeira semana de coleta (Tabela 21) explica-se pelo fato de haver uma maior disponibilidade desses nutrientes no solo que nos períodos subsequentes de coleta do lixiviado. Sendo este conteúdo inicial influenciado pelos teores já contido no solo natural como proveniente da adubação básica realizada no solo.

Tabela 21 – Teores médios de K na solução lixiviada pelas colunas de solo sob efeito de doses de biocarvão em função do tempo.

Semanas	Doses de biochar (t ha ⁻¹)					Média
	0	5	10	15	20	
	K (mmol _c /L)					
1	4,08	4,34	3,97	4,27	3,97	4,13 a
2	3,61	3,65	3,55	3,73	3,72	3,65 b
3	1,92	1,90	1,99	1,97	1,94	1,94 c
4	1,56	1,54	1,57	1,56	1,58	1,56 d
Média	2,79	2,86	2,77	2,88	2,80	2,82

(1) Médias com letras iguais não diferem entre si pelo Teste de Tukey a 5% ($p \leq 0,05$) de significância.

7 CONCLUSÕES

O biocarvão à base de madeira de eucalipto aumentou o pH do solo, contudo os mecanismos responsáveis por tal alteração são elusivos, desta maneira estudos a longo prazo são necessários para investigação das possíveis causas;

O biocarvão promoveu incremento no conteúdo de potássio e fósforo no solo;

A aplicação de água salina elevou os parâmetros pH, CE e PST do solo e a adição de BC não foi capaz de atenuar a salinidade induzida pela água de irrigação.

REFERÊNCIAS

- ABBAS, T. *et al.* Effect of biochar on alleviation of cadmium toxicity in wheat (*Triticum aestivum* L.) grown on Cd-contaminated saline soil. **Environmental Science and Pollution Research**, [S.I.], v. 25, p. 25668-25680, 2018.
- ABNISA, F. *et al.* Utilization possibilities of palm shell as a source of biomass energy in Malaysia by producing bio-oil in pyrolysis process. **Biomass and Bioenergy**, United Kingdom, v. 35, p. 1863-1872, 2011.
- AJAYI, A. E.; HORN, R. Modification of chemical and hydrophysical properties of two texturally differentiated soils due to varying magnitudes of added biochar. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 164, p. 34-44, 2016.
- AJAYI, A.E.; RAINER, H.O. Biochar-induced changes in soil resilience: effects of soil texture and biochar dosage. **Pedosphere**, [S.I.], v. 27, p. 236-247, 2017.
- AKHTAR, S. S.; ANDERSEN, M. N.; LIU, F. Residual effects of biochar on improving growth, physiology and yield of wheat under salt stress. **Agricultural Water Management**, [S.I.], v. 158, n.1, p. 61-68, 2015.
- ALI, S. *et al.* Biochar soil amendment on alleviation of drought and salt stress in plants: a critical review. **Environmental Science and Pollution Research**, [S.I.], v. 24, p. 12700-12712, 2017.
- ALMEIDA, O. A. **Qualidade da água de irrigação**. 1. ed. Cruz das almas: Embrapa Mandioca e Fruticultura, 227 p., 2010.
- AMARAL, A. S.; ANGHINONI, I.; HINRICHS, R.; BERTOL, I. Movimentação de partículas de calcário no perfil de um cambissolo em plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 28, p. 359-367, 2004.
- AMINI, S. *et al.* Salt-affected soils, reclamation, carbon dynamics, and biochar: a review. **Journal of Soils and Sediments**, [S.I.], v. 16, p. 939-953, 2016.
- AQUINO, J. P. A. *et al.* Morphophysiological responses of cowpea genotypes to irrigation water quality. **Revista Caatinga**, Mossoró, RN, v. 30, n. 4, p. 1001-1008, 2017.
- BEAUCLAIR, E. G. F.; OTAVIANO, J. A.; Malfato, C. A. **Condicionador orgânico de solo no incremento da produtividade da cana**. Idea News, Ribeirão Preto, SP, 30 p., 2007.
- BLACKWELL, P.; REITHMULLER, G.; COLLINS, M. Biochar application to soil. In: LEHMANN, J., JOSEPH, S. (Eds.). **Biochar for Environmental Management: Science and Technology**. Earthscan, London, p. 207-226, 2009.
- BLOK, C. *et al.* Biochar for horticultural rooting media improvement: evaluation of biochar from gasification and slow pyrolysis. **Agronomy**, [S.I.], v. 7, 2017.

BOUAZIZ, M., MATSCHULLAT, J., GLOAGUEN, R. Improved remote sensing detection of soil salinity from a semi-arid climate in Northeast Brazil. **Comptes Rendus Geoscience**, [S.I.], v. 343, p.795-803, 2011.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Manual de métodos analíticos oficiais para fertilizantes minerais, orgânicos, organominerais e corretivos** / Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Defesa Agropecuária. Coordenação-Geral de Apoio Laboratorial; Murilo Carlos Muniz Veras (Org.) – Brasília: MAPA/SDA/CGAL, 220 p, 2014.

BRASIL. Ministério da Educação. Fundação Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior. Portaria nº 206, de 4 de setembro de 2018. **Diário Oficial da União**, Brasília, nº 172, 5 set. 2018. Seção 1, p. 22. Disponível em: <https://www.in.gov.br/materia/-/asset_publisher/Kujrw0TZC2Mb/content/id/39729251/do1-2018-09-05-portaria-n-206-de-4-de-setembro-de-2018-39729135>. Acesso em: 15 set. 2021.

BREWER, C. E.; BROWN, R. C. Biochar. In: SAYIGH, A.A.M. (Ed.). **Comprehensive Renewable Energy**. Elsevier, Netherlands, p. 257-384, 2012.

BRUUN, E. W. *et al.* Application of biochar to soil and N₂O emissions: potential effects of blending fast-pyrolysis biochar with anaerobically digested slurry. **European Journal of Soil Science**, [S.I.], v. 62, n. 4, p. 581-589, 2011.

BURNS, C. *et al.* **The economics of biochar production**: a review. Nevada, University of Nevada, 2014.

CAVALCANTE, F. L. *et al.* Recuperação de solos afetados por sais. In: GHEYI, H. R.; DIAS, N. S.; LACERDA, C. F. (Eds.). **Manejo da Salinidade na Agricultura**: Estudos Básicos e Aplicados. Fortaleza, INCTSal. p. 461-475, 2016.

CHAN, K. *et al.* Agronomic values of greenwaste biochar as a soil amendment. **Australian Journal of Soil Research**, [S.I.], v. 45, n. 8, p. 629-634, 2008.

CHAVES, L. H. G. *et al.* Alterações na salinidade de solo com o uso de biocarvão. **Congresso Técnico Científico da Engenharia e da Agronomia CONTECC'**, Maceió, AL, p. 1-5, 2018.

CLARK, G. J. *et al.* Changes in chemical and biological properties of a sodic clay subsoil with addition of organic amendments. **Soil Biology and Biochemistry**, [S.I.], v. 39, p. 2806-2817, 2007.

COOPER, M. **Degradação e Recuperação de Solos**. Piracicaba, 31p, 2008.

COSTA, A. R. F. C.; MEDEIROS, J. F. Água salina como alternativa para irrigação de sorgo para geração de energia no Nordeste brasileiro. **Water Resources and Irrigation Management**, Cruz das Almas, v. 6, n. 3, p. 169-177, 2017. Disponível em: <https://www2.ufrb.edu.br/wrim/wrim-v-6-n-3-2017>. Acesso em: 24 Ago. 2020.

CUNHA, T. J. F. *et al.* Soil organic matter and fertility of anthropogenic dark earths (Terra Preta de Índio) in the Brazilian Amazon basin. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**,

Viçosa, v. 33, n. 1, p. 85-93, 2009.

DALIAKOPOULOS, I. N. *et al.* The threat of soil salinity: a European scale review. **Science of the Total Environment**, [S.I.], v. 573, p.727-739, 2016.

DONAHUE, R. L.; MILLER, R.W.; SHICKLUNA, J. C. **Soils**: An introduction to soils and plant growth. New Jersey: Prentice-Hall, 626p, 1977.

EGAMBERDIEVA, D. *et al.* Secondary salinity effects on soil microbial biomass. **Biology and Fertility of Soils**, [S.I.], v. 46, p. 445-449, 2010.

EL-NAGGAR, A. H. *et al.* Carbon mineralization and nutrient availability in calcareous sandysoilsamended with woody waste biochar. **Chemosphere**, [S.I.], v. 138, p.67-73, 2015.

EL-SAIED, H. *et al.* High water absorbents from lignocelluloses II. Novel soil conditioners for Sandy soil from lignocellulosic wastes. **Polymer – Pastic Tchnology and Engineering**, Londres, v. 43, n. 3, p. 779-795, 2004.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Manual de Métodos de Análise de Solo**, DF: Brasília, v. 3, 2017.

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. **The state of the world's land and water resources for food and agriculture (SOLAW) – Managing systems at risk**. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome and Earthscan, London. 285 p., 2011.

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. **Water in agriculture: opportunity untapped**. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2006.

FARIAS, W. M. *et al.* Propriedades físicas e químicas de substratos produzidos utilizando macrófitas aquáticas. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 34, n. 6, p. 3257-3270, 2013.

FARIAS, W. M. **Biochar de lodo de esgoto como condicionador do solo**: efeitos nas propriedades agrônômicas, fertilidade do solo e qualidade da matéria orgânica. 104 f., il. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade de Brasília, Brasília, 2018.

FERREIRA, E. B.; CAVALCANTE, P. P.; NOGUEIRA, D. N. ExpDes.pt: Pacote Experimental Designs (Portuguese). R package version 1.2.0. 2018. URL <https://CRAN.R-project.org/package=ExpDes.pt>

FREIRE, M. B. G. S.; FREIRE, F. J. Fertilidade do solo e seu manejo em solos afetados por sais. *In*: Novais, R.F. **Fertilidade do solo**, Viçosa, SBCS, 1017p, 2007.

FROEHLICH, P. L.; MOURA, A. B. D. Carvão vegetal: Propriedades físico-químicas e principais aplicações. **Tecnologia e Tendências**, [S.I.], Ano 13, v. 9, 2014.

GHEYI, H. *at al.* **Manejo da salinidade na agricultura**: Estudo básico e aplicados. 2. ed. Fortaleza, INCTSal, 504p. il. 2016.

GHAFOOR, A. *et al.* Gypsum: an economical amendment for amelioration of saline-sodic

waters and soils and for improving crop yields. **International journal of agriculture & biology**, [S.I.], v. 3, n. 3, p. 266-275, 2001.

GLASER, B. *et al.* The 'Terra Preta' phenomenon: a model for sustainable agriculture in the humid tropics. **Naturwissenschaften**, [S.I.], v. 88, n. 1, p. 37-41, 2001.

GONÇALVES, F. M. **Caracterização de biocarvões e suas capacidades de retenção de nutrientes**. 2016. 86 f. Dissertação (Mestrado) – Curso de mestrado em Engenharia de Materiais e de Processos Químicos e Metalúrgicos. Departamento de Engenharia Química e de Materiais. PUC, Rio de Janeiro. 2016.

GRABER, E. R. *et al.* Biochar impact on development and productivity of pepper and tomato grown in fertigated soilless media. **Plant and Soil**, [S.I.], v. 337, p. 481-496, 2010.

HAMMER, E. C. *et al.* Biochar increases arbuscular mycorrhizal plant growth enhancement and ameliorates salinity stress. **Appl. Soil Ecol.**, [S.I.], v. 96, p. 114-121, 2015.

HOLANDA, A. C. *et al.* Desenvolvimento inicial de espécies arbóreas em ambientes degradados por sais. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, [S.I.], v. 7, n.1, p. 39-50, 2007.

HOLANDA, F. S. R. *et al.* Recuperação de áreas com problemas de salinização. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v. 22, n. 210, p. 57-61, 2001.

HOSSAIN, M. K. *et al.* Influence of pyrolysis temperature on production and nutrient properties of wastewater sludge biochar. **Journal of environmental management**, [S.I.], v. 92, n. 1, p. 223-228, 2011.

IPPOLITO, J. A. *et al.* Hardwood biochar influences calcareous soil physicochemical and microbiological status. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 43, p. 681-689, 2014.

JAAFAR, N. M. *et al.* Microscopy observations of habitable space in biochar for colonization by fungal hyphae from soil. **Journal of Integrative Agriculture**, [S.I.], v. 13, p. 483-490, 2014.

JALALI, M.; RANJBAR, F. Effects of sodic water on soil sodicity and nutrient leaching in poultry and sheep manure amended soils. **Geoderma**, Amsterdam, v. 153, n. 1-2, p. 194-204, 2009.

KLOSS, S. *et al.* Characterization of slowpyrolysis biochars: effects of feedstocks and pyrolysis temperature on biochar properties. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 41, n. 4, p. 990-1000, 2012.

KOOKANA, R. S. *et al.* Biochar application to soil: agronomic and environmental benefits and unintended consequences. **Advances in Agronomy**, Amsterdam, v. 1112, p. 103-143, 2011.

LACERDA, C. F. *et al.* Soil salinization and maize and cowpea yield in the crop rotation system using saline waters. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 31, n. 4, p. 663-675, 2011.

LAIRD, D. A. *et al.* Review of the pyrolysis platform for coproducing bio-oil and biochar. **Biofuels, Bioproducts and Biorefining**, [S.I.], v. 3, p. 547-562, 2009.

LAKHDAR, A. *et al.* Effectiveness of compost use in salt-affected soil. **Journal of Hazardous Materials**, [S.I.], v. 171, p. 29-37, 2009.

LEHMANN, J.; JOSEPH, S. Biochar for environmental management: science and technology, **Earthscan**, [S.I.], 2009.

LEHMANN, J. A handful of carbon. **Nature**, [S.I.], v. 447, p. 143-144, 2007.

LEHMANN, J. *et al.* Biochar effects on soil biota - A review. **Soil Biology and Biochemistry**, [S.I.], v. 43, p. 1812-1836, 2011.

LIMA, E. G.; SILVA, D. A. Resíduos gerados em indústrias de móveis de madeira situados no polo moveleiro de Arapongas – PR. **Floresta**, [S.I.], v. 35, n. 1, 2005.

LIN, X.W. *et al.* Effects of biochar application on greenhouse gas emissions, carbon sequestration and crop growth in coastal saline soil. **Eur. J. Soil Sci.**, [S.I.], v. 66, p. 329-338, 2015.

LOURENÇO, J. C.; LIMA, C. L. B. The Brazilian Agrobusiness Evolution: challenges and perspectives (in Portuguese), **Observatorio de la Economía Latinoamericana**, [S.I.], 118, 2009.

LU, H. *et al.* Changes in soilmicrobial community structure and enzyme activity with amendment of biochar-manure compost and pyrolygneous solution in a saline soil from Central China. **European Journal of Soil Biology**, Issy-les-Moulineaux, v. 70, p. 67-76, 2015.

LUO, J. *et al.* Effects of soil salinity on rhizosphere soil microbes in transgenic Bt cotton fields. **Journal of Integrative Agriculture**, [S.I.], v. 16, n.7, p.1624-1633, 2017.

LUO, X. *et al.* Use of biochar-compost to improve properties and productivity of the degraded coastal soil in the Yellow River Delta, China. **Journal of Soils and Sediments**, [S.I.], v. 17, p. 780-789, 2016.

MADARI, B. E. *et al.* Organic matter of the Anthropogenic Dark Earths of Amazônia. **Dynamic Soil, Dynamic Plant**, [S.I.], v. 5, p. 21-28, 2011.

MADARI, B. E. *et al.* Context and importance of biochar research. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 47, 2012.

MAIA, C. M. B. F. **Produção de biocarvão a partir de diferentes fontes de biomassa**. Aracaju. 2011. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/handle/doc/903061>. Acesso em: 22 jun. 2020.

MAJOR, J. *et al.* Maize yield and nutrition during 4 years after biochar application to a Colombian savanna oxisol. **Plant and Soil**, [S.I.], v. 333, p. 117-128, 2010.

MAJOR, I.; SALES, J. C. **Mudanças Climáticas e Desenvolvimento Sustentável**. 2012.

Disponível em: <<http://www.fdr.com.br/mudancasclimaticas/index.php>>. Acesso em: 20 dez. 2019.

MALAVOLTA, E. **ABC da adubação**, São Paulo: Ceres, 292 p, 1979.

MANGRICH, A. S.; MAIA, C. M. B. F.; NOVOTNY, E. H. Biocarvão – as terras pretas de índios e o sequestro de carbono. **Ciência Hoje**, São Paulo, SP, v. 47, n. 281, p. 48-52, 2011.

MASEK, O. *et al.* Microwave and slow pyrolysis biochar—Comparison of physical and functional properties. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, [S.I.], v. 100, p. 41-48, 2013.

MCBEATH, A.V. *et al.* The influence of feedstock and production temperature on biochar carbon chemistry: A solid-state ¹³CNMR study. **Biomass and Bioenergy**, [S.I.], v. 60, p. 121-129, 2014.

MENDEZ, A. *et al.* Influence of pyrolysis temperature on composted sewage sludge biochar priming effect in a loamy soil. **Chemosphere**, [S.I.], v. 93, p. 668-676, 2013.

MUNNS, R.; GILLIHAM, M. Salinity tolerance of crops - what is the cost? **New Phytologist**, [S. I.], v. 208, p. 668-673, nov. 2015. Disponível em: <https://nph.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/nph.13519>. Acesso em: 15 mai. 2020.

MUNNS, R. The impact of salinity stress. **Plantstress**. Virtual article. 2012. Disponível em: http://www.plantstress.com/Articles/salinity_i/salinity_i.htm. Acesso em: 28 set. 2020.

NAIDU, R. *et al.* Assessment of plant-available phosphate in limed, acid soils using several soil-testing procedures. **Fertilizer research**, [S.I.], v. 30, p. 47-53, 1991.

NEUMANN, P. Salinity resistance and plant growth revisited. **Plant, Cell & Environment**, [S.I.], v. 20, p. 1193-1198, 1997.

NOVAK, J. M. *et al.* Short-term CO₂ mineralization after additions of biochar and switchgrass to a Typic Kaniudult, **Geoderma**, Oxford, v. 154, p. 281-288, 2010.

NOVAK, J. *et al.* Characterization of designer biochar produced at different temperatures and their effects on a loamy sand. **Annals of Environmental Science**, [S.I.], v. 3, n. 1, p. 2, 2009.

NOVAK, J. M.; BUSSCHER, W. J. Selection and use of designer biochars to improve characteristics of southeastern USA Coastal Plain degraded soils. In: Lee, J.W. (Ed.), **Advanced Biofuels and Bioproducts**, Springer, New York, p. 69-96, 2013.

OBIA, A. *et al.* In situ effects of biochar on aggregation, water retention and porosity in light-textured tropical soils. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 155, p. 35-44, 2016.

OLIVEIRA, J. B. **Pedologia aplicada**, Piracicaba: FEALQ, 592p, 2008.

OSTER, J.D.; SHAINBERG, I.; ABROL, I. P. Reclamation of salt affected soils. In: SKAGGS, R. W. VAN SCHILFGAARDE, J. (Eds.) **Agricultural Drainage**. ASA-CSSA-SSSA, Madison, WI, USA, p. 659-691, 1999.

PACHECO, L. P.; PETTER, F. A. **Benefits of Cover Crops in Soybean Plantation in Brazilian Cerrados**. In: TZI BUNNG, N. G. Soybean: Applications and Technology, p. 67-94, 2011.

PAZ-FERREIRO, J. *et al.* Use of phytoremediation and biochar to remediate heavy metal polluted soils: a review. **Solid Earth**, [S.I.], v. 5, p. 65-75, 2014.

PETTER, F. A. *et al.* Soil fertility and upland rice yield after biochar application in the Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 47, n. 5, p. 699-706, 2012.

PETTER, F. A.; MADARI, B. E. Biochar: Agronomic and environmental potential in Brazilian savannah soils. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 16, n. 7, p. 761-768, 2012.

PISTOCCHI, C. *et al.* Exchangeable Sodium Percentage decrease in saline sodic soil after Basic Oxygen Furnace Slag application in a lysimeter trial. **Journal of Environmental Management**, [S.I.], v. 203, n.1, p. 896-906, 2017.

PIZARRO, C. F. **Drenaje agrícola y recuperación de suelos salinos**. 2. ed. Madrid: Editorial Agrícola Espanhola S. A. 542p, 1985.

PIZARRO, C. F. **Riegos localizados de alta frecuencia: goteo, microaspersión, exudación**. 2. ed. Madrid: Ediciones Mundi-Prensa, 471 p, 1996.

PRAKONGKEP, N.; GILKES, R. J.; WIRIYAKITNATEEKUL, W. Agronomic benefits of durian shell biochar. **Journal of Metals, Materials and Minerals**, Bangkok, 24: 7-11. 2014.

PROTÁSIO, T. P. *et al.* Correlações canônicas entre as características químicas e energéticas de resíduos lignocelulósicos. **Cerne**, Lavras, v. 18, n. 3, p. 433-439, 2012.

RAIJ, B. V. *et al.* Determinação de alumínio, cálcio, magnésio, sódio e potássio trocáveis em extrato de cloreto de amônio. In: RAIJ, B. V.; ANDRADE, J.C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A. (Ed.). **Análises químicas para avaliação da fertilidade de solos tropicais**, Campinas: Instituto Agrônomo, v.1, p. 201-212, 2001.

R Core Team. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2020. URL <https://www.R-project.org/>.

RIBEIRO, M. R.; BARROS, M. F. C.; FREIRE, M. B. G. S. Química dos solos salinos e sodicos. In: Melo, V. F.; Alleoni, L. R. F. (ed). **Química e mineralogia do solo. Parte II – Aplicacoes**, Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, p. 449-48, 2009.

RIBEIRO, M. R. *et al.* Origem e Classificação dos Solos Afetados por Sais. In: GHEYI, H. R.; DIAS, N. S.; LACERDA, C. F. (Eds.). **Manejo da Salinidade na Agricultura: Estudos Básicos e Aplicados**. Fortaleza, INCTSal. p. 11-19, 2016.

RIBEIRO, M. R.; FREIRE, F. J.; MONTENEGRO, A. A. A. Solos halomórficos no Brasil: Ocorrência, gênese, classificação, uso e manejo sustentável. In: CURI, N.; MARQUES, J. J.; GUILHERME, L. R. G.; LIMA, J. M.; LOPES, A. S; ALVAREZ, V. H. (eds.). **Tópicos em Ciência do Solo**, Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, v. 3, p. 165-208, 2003.

- ROBERTS, D. A. *et al.* Biochar from commercially cultivated seaweed for soil amelioration. **Scientific Reports**, [S.I.], 5, 9665. 2015.
- SAIFULLAH, U. *et al.* Biochar application for the remediation of salt-affected soils: Challenges and opportunities. **Science of the Total Environment**, [S.I.], p. 320-335, 2018.
- SANGWAN, P. S. *et al.* Ammonia volatilization losses from surface applied urea in sodic soils. **Ann. Biol.**, India, 20, p. 157-160, 2004.
- SCHULZ, H.; GLASER, B. Effects of biochar compared to organic and inorganic fertilizers on soil quality and plant growth in a greenhouse experiment. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, [S.I.], v. 175, n. 3, p. 410-422, 2012.
- SILVA, R. W. **Biocarvões de palha de café e casca de eucalipto produzidos a 350 e 600°C como condicionadores do solo**. 2017. 67 f. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) – Universidade Federal do Espírito Santo, ES. 2017.
- SIZMUR, T. *et al.* Application of biochar for soil remediation. **Agricultural and Environmental Applications of Biochar Advances and Barriers**, Madison, WI, v. 63, p. 295-324, 2015.
- SOUSA, C. H. C. **Análise da tolerância a salinidade em plantas de sorgo, feijão de corda e algodão**. 73 f. Dissertação (Mestrado em Irrigação e Drenagem) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2007.
- SPOKAS, K. A. Impact of biochar field aging on laboratory greenhouse gas production potentials. **GCB Bioenergy**, [S.I.], v. 5, p. 165-176, 2012.
- STREUBEL, J. D. *et al.* Influence of contrasting biochar types on five soils at increasing rates of application. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 75, p. 1402-1413, 2011.
- SUN, H. *et al.* Biochar applied with appropriate rates can reduce N leaching, keep N retention and not increase NH₃ volatilization in a coastal saline soil. **Science of The Total Environment**, [S.I.], v. 575, p. 820-825, 2017.
- THIES, J. E. AND RILLING, M. C. Characteristics of Biochar: Biological Properties (Chapter 6). *In*: LEHMANN, J., JOSEPH, S., editors. **Biochar for environmental management: science and technology**. London: Earthscan, p. 85-102, 2009.
- THOMAS, S. C. *et al.* Biochar mitigates negative effects of salt additions on two herbaceous plant species. **Journal of Environmental Management**, [S.I.], v. 129, p. 62-68, 2013.
- TRAUTMANN, R. J. M. **Uso de Resíduo do Rúmen bovino como fonte de nutrientes na agricultura – Benefícios agrônômicos e conhecimento popular**. 2011. 123 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade Do Estado do Mato Grosso, Mato Grosso, 2011.
- TRAZZI, P. A. *et al.* Biocarvão: realidade e potencial de uso no meio florestal. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 28, n. 2, p. 875-887, 2018.

USSL STAFF - United States Salinity Laboratory Staff. **Diagnosis and improvement of saline and alkali soils**, Washington: U.S. Department of Agriculture, 160p. Handbook 60, 1954.

VACCARI, F. P. *et al.* Biochar as a strategy to sequester carbon and increase yield in durum wheat. **European Journal of Agronomy**, Oxford, v. 34, p. 231-238, 2011.

VALE, A. T. *et al.* Caracterization of biomass energy and carbonization of coffee grains (*Coffea arabica*, L) and (*Cedrelinga catenaeformis*), duke wood residues. **Cerne**, Lavras, v. 13, p. 416-420, 2007.

VAN ZWIETEN, L. *et al.* Effects of biochar from slow pyrolysis of papermill waste on agronomic performance and soil fertility. **Plant and soil**, [S.I.], v. 327, n. 1-2, p. 235-246, 2010.

VERHEIJEN, F. *et al.* **Biochar application to soils**: a critical scientific review of effects on soil properties, processes and functions. Luxembourg: European Commission, 149p., 2010.

WANG, T. *et al.* The fate of phosphorus of ash-rich biochars in a soil-plant system. **Plant Soil**, [S.I.], v. 375, p. 61-74, 2014.

WARNOCK, D. D. *et al.* Mycorrhizal responses to biochar in soil—concepts and mechanisms. **Plant and soil**, [S.I.], v. 300, n. 1, p. 9-20, 2007.

WEI, L. *et al.* Regulating Environmental Factors of Nutrients Release from Wheat Straw Biochar for Sustainable Agriculture. **CLEAN - Soil, Air, Water**, [S.I.], v. 41, n. 7, p. 697-701, 2013.

WONG, V. N. L. *et al.* Soil carbon dynamics in saline and sodic: a review. **Soil Use Manage**, [S.I.], v. 26, p. 2-11, 2010.

WOOLF, D. **Biochar as a Soil Amendment**: A review of the Environmental Implications. 2008. Disponível em: <http://www.orgprints.org/13268/1/Biochar_as_a_soil_amendment_-_a_review.pdf> Acesso em: 28 ago. 2020.

WOOLF, D. *et al.* Sustainable biochar to mitigate global climate change. **Nature Communications**, [S.I.], v. 1, n. 56, 2010.

WU, H. *et al.* Removal and Recycling of Inherent Inorganic Nutrient Species in Mallee Biomass and Derived Biochars by Water Leaching. **Industrial & Engineering Chemistry Research**, [S.I.], v. 50, n. 21, p. 12143-12151, 2011.

XU, G. *et al.* What is more important for enhancing nutrient bioavailability with biochar application into a sandy soil: Direct or indirect mechanism? **Ecological Engineering**, [S.I.], v. 52, p. 119-124, 2013.

YAO, F. X.; ARBESTAIN, M. C. Simulated geochemical weathering of a mineral ash-rich biochar in a modified soxhlet reactor. **Chemosphere**, [S.I.], v. 80, p. 724-732, 2009.

ZHANG, A. *et al.* Effect of biochar amendment on maize yield and greenhouse gas emissions

from a soil organic carbon poor calcareous loamy soil from Central China Plain. **Plant and Soil**, [S.I.], v. 351, p. 263-275, 2012.

ZHANG, Y. *et al.* Using agricultural residue biochar to improve soil quality of desert soils. **Agriculture**, [S.I.], v. 6, n. 10, 2016.

ZHENG, H. *et al.* Enhanced growth of halophyte plants in biochar-amended coastal soil: roles of nutrient availability and rhizosphere microbial modulation. **Plant, Cell & Environment**, [S.I.], v. 41, n. 3, p. 517-532, 2017.

**ANEXO A – ANÁLISE DE VARIÂNCIA PARA AS VARIÁVEIS PH,
CONDUTIVIDADE ELÉTRICA (CE), PST E CTC DO SOLO EM DIFERENTES
PROFUNDIDADES E DOSES DE BIOCARVÃO.**

F. V.	G.L.	Quadrados Médios			
		pH	CE	PST	CTC
Doses de Biocarvão (A)	4	0,0364 [*]	0,0165 ^{ns}	2,1067 ^{ns}	0,0499 ^{ns}
Profundidade (B)	3	1,7346 [*]	0,6318 [*]	151,96 [*]	1,0058 [*]
Interação (AxB)	12	0,0092 ^{ns}	0,1440 [*]	3,3539 ^{ns}	0,0284 ^{ns}
Erro	60	0,0061	0,0233	2,7793	0,0240
Total	79	-	-	-	-
C.V.%		1,14	9,81	5,11	5,46

* - Significativos a 5% ($p \leq 0,05$) de significância, pelo teste F.

ANEXO B – ANÁLISE DE VARIÂNCIA PARA AS VARIÁVEIS CA, MG, NA, K E P DO SOLO EM DIFERENTES PROFUNDIDADES E DOSES DE BIOCARVÃO.

F. V.	G.L.	Quadrados Médios				
		Ca	Mg	Na	K	P
Tratamento (A)	4	0,0267 *	0,0030 ^{ns}	0,0043 ^{ns}	0,000056*	0,4569*
Profundidade (B)	3	0,0999*	0,7194*	0,0085*	0,00069*	3,5904*
Interação (AxB)	12	0,0136 ^{ns}	0,0122*	0,0009 ^{ns}	0,000026 ^{ns}	0,2515*
Erro	60	0,0072	0,0056	0,0021	0,000020	0,0098
Total	79	-	-	-	-	-
C.V.%		8,66	11,37	5,05	1,63	7,05

* - Significativos a 5% ($p \leq 0,05$) de significância, pelo teste F.

ANEXO C – ANÁLISE DE VARIÂNCIA PARA AS VARIÁVEIS VOLUME (VL), PH, CONDUTIVIDADE ELÉTRICA (CE) E RELAÇÃO DE ADSORÇÃO DE SÓDIO (RAS) DA SOLUÇÃO LIXIVIADA NAS COLUNAS DE SOLO TRATADO COM BIOCARVÃO EM FUNÇÃO DO TEMPO.

F. V.	G.L.	Quadrados Médios			
		Volume	pH	CE	RAS
Tratamento (A)	4	2 ^{ns}	0,1796*	0,005 ^{ns}	8,97*
Semana (B)	3	5*	1,0019*	14,2422*	2368,46*
Interação (AxB)	12	4 ^{ns}	0,0515*	0,009 ^{ns}	2,32 ^{ns}
Erro	60	3	0,0255	0,011	3,07
Total	79	-	-	-	-
C.V.%		1,32	2,08	2,92	8,04

* - Significativos a 5% ($p \leq 0,05$) de significância, pelo teste F.

**ANEXO D – ANÁLISE DE VARIÂNCIA PARA AS VARIÁVEIS CA, MG, NA E K DA
SOLUÇÃO LIXIVIADA NAS COLUNAS DE SOLO TRATADO COM BIOCARVÃO
EM FUNÇÃO DO TEMPO.**

F. V.	G.L.	Quadrados Médios			
		Ca	Mg	Na	K
Tratamento (A)	4	0,0963 ^{ns}	0,0765 ^{ns}	26,9737*	0,0337 ^{ns}
Semana (B)	3	104,03*	45,5002*	7969,83*	31,655*
Interação (AxB)	12	0,5008 ^{ns}	0,1591 ^{ns}	10,0075 ^{ns}	0,0368 ^{ns}
Erro	60	0,3202	0,2160	9,1679	0,0298
Total	79	-	-	-	-
C.V.%		11,1	8,69	6,58	6,12

* - Significativos a 5% ($p \leq 0,05$) de significância, pelo teste F.